

Programme H₂O Chelsea – Eau de surface

Rapport annuel sur l'état de l'eau de surface en 2022 en comparaison avec les valeurs historiques

Juillet 2023

Préparé par :

Marie-Pierre Varin, M.Sc. biologie

Révisé par :

Mélissa Chabot, agente en environnement et développement durable

Service de l'urbanisme et du développement durable

Municipalité de Chelsea



Table des matières	
Remerciements	3
Résumé	4
Liste des tableaux	8
Liste des figures	9
Introduction	9
Objectifs généraux	13
Méthodologie	13
Description des variables étudiés et des concepts clés	20
Résultats et discussion	29
Lacs : aperçu et comparaisons entre les lacs Mountains, Kingsmere et Meech	29
Lac Mountains et ruisseau Hayworth	43
Lac Kingsmere	59
Lac Meech.....	71
Rivière Gatineau	87
Ruisseaux Chelsea et Meech	98
Ruisseau Chelsea	103
Ruisseau Meech	109
Conclusion et recommandations	116
Références	122
ANNEXE I	123
ANNEXE II	124
ANNEXE III	125
ANNEXE IV	126
ANNEXE V	127

Remerciements

Le volet eau de surface du programme H₂O Chelsea est rendu possible grâce à l'implication bénévole de nombreuses personnes ayant donné leur temps pour l'échantillonnage de l'eau de surface des lacs, des ruisseaux et de la rivière Gatineau de 2014 à 2020: Dan Boucher, Brigitte Desmeules, Ernie Tardiff, Margaret Tardiff, Gershon Rother, Mike et Lean Paukstaitis (lac Kingsmere); Joanne Hamilton, Steve Gleddie, Hawley McDonald, Nancy Frank, Caria Gilders (lac Meech); Steve Labossière et Pamela Williams (lac Mountains); Louise Gancz (ruisseau Chelsea); les Amis de la rivière Gatineau (*Friends of Gatineau River*), notamment Ronnie Drever, Steve Ferguson, Alain Piché et Neil Faulkner, R. Phillips, D. Taylor et Janet Intscher (rivière Gatineau); Ariane Blier-Langdeau, Vicky Barabé (ruisseau Meech).

Nous remercions aussi les citoyens de Chelsea pour leur participation dans le cadre du volet eau souterraine du programme H₂O Chelsea.

Nous remercions également le maire de la Municipalité de Chelsea, Pierre Guénard, ainsi que les membres du conseil municipal et tous les membres du personnel ayant rendu possible le programme H₂O Chelsea. Nous remercions également les professeurs Scott Findlay et défunt Antoine Morin de l'université d'Ottawa pour leur implication et leur aide dans le projet dans les années passées, notamment avec l'analyse de données, ainsi que la Commission de la capitale nationale (CCN) pour avoir permis l'accès aux terrains requis pour plusieurs sites d'études.

Le financement pour l'année de fonctionnement 2022 provient de la Municipalité de Chelsea, et le redémarrage de H₂O Chelsea en 2014 et 2015 a été rendu possible grâce à une subvention du fonds du Pacte rural du Centre local de développement (CLD) des Collines.

Résumé

Dans le cadre du programme H₂O Chelsea, trois lacs (Mountains, Kingsmere et Meech), une rivière (Gatineau) et deux ruisseaux (Chelsea et Meech) sont échantillonnés depuis plus d'une dizaine d'années.

Lacs

Les trois lacs visés par le programme H₂O Chelsea sont dimictiques (deux brassages par année), comme une majorité de lacs tempérés. En 2022, le lac Kingsmere a obtenu une moyenne de phosphore correspondant à la classe oligotrophe alors que les moyennes de chlorophylle *a* et de transparence correspondaient à la classe mésotrophe, ce qui constitue une légère dégradation pour la chlorophylle *a* par rapport aux années précédentes. Le lac Mountains a connu une amélioration du phosphore total et la transparence, correspondant tous deux à la classe mésotrophe, alors que la chlorophylle *a* s'est légèrement dégradée, appartenant maintenant à la classe eutrophe. Quant au lac Meech, il est demeuré stable avec les trois paramètres dans la classe oligotrophe. Le lac Mountains démontre des concentrations plus élevées en phosphore et en chlorophylle *a*, de même qu'une transparence plus faible que les autres lacs et correspond. Le niveau trophique plus élevé dans ce lac est certainement lié au plus grand nombre d'habitations et de routes le long de ses berges et dans son bassin versant. Aussi, ce dernier est situé sur les Basses-Terres du Saint-Laurent, formé de roches sédimentaires et de sédiments non-consolidés plutôt riches en nutriments, alors que les deux autres lacs d'étude se trouvent sur le Bouclier Canadien. Ce contexte humain et géologique en font un lac plus riche en nutriments et en ions. On note des signes de relargage de phosphore dans les lacs Mountains et Meech depuis plusieurs années, probablement liés au fait que l'hypolimnion devient rapidement anoxique en début d'été. Suite à une augmentation préoccupante des coliformes fécaux de 2013 à 2017 dans le lac Mountains, ce paramètre avait diminué de 2018 à 2020, montrant des signes d'amélioration, puis s'est à nouveau dégradé en 2021-2022, correspondant à une qualité de l'eau médiocre selon ce critère. En ce qui a trait au ruisseau Hayworth, il semble que celui-ci contribue parfois à l'apport de nutriments et de matières en suspension dans le lac Mountains. Le ruisseau a démontré une très forte concentration en coliformes fécaux à l'été 2022, surtout au site en aval du golf en juillet, ce qui est inquiétant. Les concentrations de phosphore se sont quant à elles améliorées.

Après une légère acidification de l'eau du lac Kingsmere en 2017, le pH est remonté à des valeurs plus près de ses valeurs historiques de 2018 à 2020. En 2022, le pH était plutôt alcalin et n'a pas franchi le seuil inférieur de protection pour les activités récréatives et l'esthétisme. Les concentrations en phosphore total et en azote Kjeldahl total de l'épilimnion du lac Kingsmere ont montré une légère diminution de 2018 à 2022, après une hausse de 2015 à 2017. Les teneurs en chlorophylle *a* avaient été élevées de 2004 à 2009 et avaient ensuite diminué de 2010 à 2020, tout en oscillant dans la gamme de valeurs correspondant à la classe oligotrophe. En 2022, les concentrations de chlorophylle *a* ont augmenté à un niveau semblable aux années 2006-2009, correspondant à la classe mésotrophe. Les coliformes fécaux avaient pour leur part nettement diminué en 2017, puis ont légèrement augmenté à nouveau en 2018, pour ensuite maintenir une moyenne semblable jusqu'en 2022. Depuis 2017, les moyennes en coliformes fécaux correspondent à une qualité de l'eau excellente. Les concentrations en oxygène dissous ont souvent été faibles dans le passé et en 2022, elles étaient particulièrement élevées. Depuis les cinq dernières années, le niveau trophique se situe à la limite d'oligotrophe et de mésotrophe.

Le lac Meech est le plus faible en nutriments et correspond à un niveau oligotrophe. Les concentrations en phosphore dans les eaux de surface avaient légèrement diminué de 2013 à 2017, puis ont remonté à l'été 2018, pour ensuite diminuer légèrement de 2019 à 2022. Quant aux concentrations en azote, elles étaient plutôt faibles et constantes, et ont même diminué en 2022. Les concentrations en chlorophylle *a* avaient baissé de 2018 à 2020, puis ont augmenté en 2021-2022, tout en demeurant dans la classe oligotrophe. Les coliformes fécaux sont en très faible concentration depuis le début du programme et correspondent à une excellente qualité de l'eau pour la baignade et les activités récréatives, malgré une mesure élevée en 2021. Si les concentrations en phosphore sont basses dans l'épilimnion, elles augmentent dans l'hypolimnion, principalement durant les périodes lors desquelles cette couche d'eau est anoxique. Ceci suggère que les sédiments du lac Meech relâchent du phosphore dans la colonne d'eau. Ce phénomène avait aussi été remarqué dans les années passées. Les mesures d'azote ammoniacal avaient été reprises en 2017, suite aux recommandations de 2016. En 2022, l'azote ammoniacal a été mesuré à 1 m au-dessus des sédiments seulement. Les résultats de ce paramètre se sont avérés plutôt bas en 2022, alors qu'une seule valeur était au-dessus du seuil de contamination. En comparaison, les valeurs en 2021 avaient obtenu 6 résultats \geq à 0,2 mg/L. L'année 2021 avait donc connu des résultats plutôt élevés en azote ammoniacal.

Rivière Gatineau

La qualité de l'eau de la rivière Gatineau, dans les sites étudiés dans le cadre du projet H₂O Chelsea, semble très bonne et tout à fait convenable à des activités récréatives. Les concentrations en phosphore et en azote sont très basses et correspondent à une classe oligotrophe pour les cours d'eau. Les concentrations historiques en coliformes fécaux ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente et bonne. Trois nouveaux sites d'échantillonnage pour les coliformes fécaux seulement ont été ajoutés en 2021, en aval du site GR151. En 2021 et 2022, plusieurs mesures ont révélé des concentrations anormalement élevées de ce paramètre. En 2021, seulement deux sites avaient une excellente qualité d'eau, un site avait une qualité d'eau bonne et deux sites avaient une qualité d'eau médiocre. En 2022, deux sites avaient une excellente qualité d'eau, deux sites avaient une bonne qualité d'eau et un site avait une qualité d'eau médiocre. Ce sont surtout les sites ajoutés en 2021 qui obtiennent des concentrations élevées en coliformes fécaux. Puisque les concentrations en phosphore et en azote ne présentent pas de patron évident de l'amont vers l'aval, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de ces nutriments entre Wakefield et Chelsea. Les concentrations en oxygène dissous étaient similaires aux années précédentes et sont généralement suffisantes pour offrir un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène. La transparence de l'eau était plutôt faible dans la rivière Gatineau en 2022 et dans les années passées, ce qui est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Après des saisons estivales plutôt acides en 2016 et 2017, il semble que les valeurs de pH avaient remonté vers des valeurs plus saines de 2018 à 2022. Au cours du dernier été, les mesures étaient très près d'un pH neutre. Les valeurs de juillet ont été retirées car elles étaient aberrantes. Finalement, la conductivité de la rivière Gatineau est basse, ce qui suggère qu'elle obtient peu d'apports en sel par rapport à son volume d'eau.

Ruisseaux

Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total et d'azote Kjeldahl total. Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval de 2016 à 2022 dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montrait plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Les concentrations en PT sont plus basses dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech. Pour ce qui est de l'azote, les ruisseaux ont connu des mesures très élevées en juillet, particulièrement dans le ruisseau Chelsea. Cette situation est

surprenante et mérite d’être surveillée. Les deux ruisseaux montraient peu de gradient dans leur sens d’écoulement. En ce qui a trait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu en 2022 des concentrations légèrement inférieures à celles du ruisseau Meech, tout comme la plupart des années passées. Le ruisseau Chelsea a connu quelques valeurs très élevées en 2021 et 2022 par rapport aux années précédentes, avec des moyennes estivales par site correspondant à une qualité bonne à médiocre. Le ruisseau Meech a vu ses concentrations diminuer depuis 2019, avec des moyennes estivales par site correspondant à une qualité bonne à excellente. Les matières en suspension ont connu une augmentation de concentration de l’amont vers l’aval dans le ruisseau Meech, alors que les concentrations dans le ruisseau Chelsea étaient plutôt stables de l’amont vers l’aval. Les concentrations en chlorures étaient nettement plus élevées dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech, probablement en raison du fait que le ruisseau Chelsea navigue dans le vieux Chelsea et à travers davantage de zones habitées que le ruisseau Meech, recevant ainsi du sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver. Les concentrations n’ont cependant pas atteint les seuils de protection de la vie aquatiques. Pour le ruisseau Chelsea, on assiste donc à une légère augmentation des concentrations en phosphore, des coliformes fécaux et des matières en suspension, puis une augmentation marquée de l’azote, alors que les chlorures demeurent stables. Quant au ruisseau Meech, l’année 2022 a été marquée d’une légère diminution du phosphore, de l’azote (à l’exception d’une valeur élevée), des coliformes fécaux et des matières en suspension; puis d’une stabilité des chlorures. Les résultats historiques suggèrent la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d’anions et de cations le long du ruisseau Meech.

Liste des tableaux

Tableau 1 Liste des sites d'échantillonnage du projet H ₂ O Chelsea en 2022.	15
Tableau 2 Liste des variables analysées par site d'échantillonnage du projet H ₂ O Chelsea en 2022.	16
Tableau 3 Caractéristiques physiques principales des trois lacs d'étude et de leur bassin versant.	19
Tableau 4 Classification des niveaux trophiques basée sur les concentrations moyennes de phosphore total, d'azote Kjeldahl total, de chlorophylle <i>a</i> et de la transparence des eaux de surface durant la saison estivale. Tiré de Kalff (2001).....	23

Liste des figures

Figure 1 Localisation des sites d'échantillonnage du programme H ₂ O Chelsea en 2022.	17
Figure 2 Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains, ainsi que leurs sites d'échantillonnage.	18
Figure 3 Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales.	28
Figure 4 Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) oxygène dissous (la ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue représente le seuil de protection pour la vie aquatique) dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de juin à octobre 2022.....	38
Figure 5 Moyennes des concentrations en chlorophylle a (±écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau des lacs Mountains, Kingsmere et Meech de 2004 à 2022. La zone verte indique un niveau de chlorophylle a correspondant à un niveau oligotrophe (<3 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à 8 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 8 µg/L).	41
Figure 6 Moyennes des coliformes fécaux (±écart-type) de 2003 à 2022 dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml).	42
Figure 7 Profils des températures du lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.	52
Figure 8 Profils du pH au lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0	53
Figure 9 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).....	54
Figure 10 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle a dans le lac Mountains. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2022 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2020. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L.....	55
Figure 11 Niveau trophique du lac Mountains de 2018 à 2022 selon le système de classification du MELCCFP. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.	56
Figure 12 Concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac : <10 µg/L; cours d'eau : <25 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : 10 à 30 µg/L; cours d'eau : 25 à 75 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : > 30 µg/L; cours d'eau : >75 µg/L). En B) La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe (<0,35 mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 0,65 µg/L). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2).	58
Figure 13 Profils des températures du lac Kingsmere de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.	66
Figure 14 Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de	

protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0. 67

Figure 15 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2005 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L)..... 68

Figure 16 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2020 alors que les zones encerclées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2021. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L..... 69

Figure 17 Niveau trophique du lac Kingsmere de 2018 à 2022. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m..... 70

Figure 18 Profils des températures du lac Meech de 2014 à 2022, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. 81

Figure 19 Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2022, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0. 82

Figure 20 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2014 à 2022, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L)..... 83

Figure 21 Niveau trophique du lac Meech de 2018 à 2022. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de mai à septembre. 86

Figure 22 Profils de A) température aux sites GR22 et GR151 de la rivière Gatineau et B) de pH aux sites GR22 et GR151. Les deux lignes pointillées rouges en B) indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0. 94

Figure 23 Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L)..... 95

Figure 24 A) Moyennes de phosphore total (±écart-type) et B) moyennes d'azote Kjeldahl total (±écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A) < 25 µg/L, B) < 0,70 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A) 25 – 75 µg/L, B) 0,70 – 1,50 mg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A) > 75 µg/L, B) > 1,50mg/L. 96

Figure 25 A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux (±écart-type) et B) moyennes de la transparence (±écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe (> 5m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe (< 2,5 m). 97

Figure 26 Valeurs en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension et E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L). Les points rouges indiquent les valeurs

mesurées en 2022 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2021. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite)..... 102

Figure 27 Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ($< 25 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 75 \mu\text{g/L}$); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ($< 0,7 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($0,7 \text{ à } 1,5 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 1,5 \mu\text{g/L}$); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ($< 20 \text{ UFC/100 ml}$), zone jaune : bonne qualité de l'eau ($20 \text{ à } 100 \text{ UFC/100 ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ($100 \text{ à } 200 \text{ UFC/100 ml}$)); **D**) matières en suspension et **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L)). Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval. 108

Figure 28 Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) dans le ruisseau Meech en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ($< 25 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 75 \mu\text{g/L}$)); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ($< 0,7 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($0,7 \text{ à } 1,5 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 1,5 \mu\text{g/L}$)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ($< 20 \text{ UFC/100 ml}$), zone jaune : bonne qualité de l'eau ($20 \text{ à } 100 \text{ UFC/100 ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ($100 \text{ à } 200 \text{ UFC/100 ml}$)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L)). Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval. 115

Introduction

Le Canada est le pays qui détient le plus grand nombre de lacs sur son territoire et possède le cinquième des ressources en eau douce sur Terre. Un nombre incalculable d'espèces animales et végétales dépend des ruisseaux, des rivières et des lacs pour leur survie, allant des organismes microscopiques aux grands mammifères. Si certaines espèces résident dans l'eau tout au long de leur vie (poissons, algues), certaines s'en servent à certains stades de vie seulement (insectes) ou encore en alternance avec le milieu terrestre (amphibiens, certains mammifères et oiseaux). Les humains bénéficient également de ces précieuses ressources pour l'approvisionnement en eau potable, l'agriculture, les activités industrielles, la production d'électricité, et bien entendu, pour la pratique des activités récréatives comme la baignade, les sports nautiques et la pêche. Les lacs et les rivières ont également joué un rôle dominant dans l'histoire du pays, agissant de voie de communication et d'exploration. Le maintien d'une bonne qualité de l'eau est primordial pour toutes les espèces qui dépendent des ressources en eau potable, ainsi que pour les humains afin de jouir d'une qualité de vie qui nous permet de s'approvisionner en eau potable saine pour la consommation, et de profiter de la multitude des activités reliées à l'eau que nous pratiquons, autant au niveau industriel que récréatif.

La municipalité de Chelsea a à cœur la qualité de l'eau sur son territoire. En ce sens, le programme H₂O Chelsea a vu le jour en 2003 afin de suivre l'état de la qualité de l'eau de surface et souterraine. De 2010 à 2013, H₂O Chelsea avait cédé la place au programme H₂O des Collines. Ce projet de gouvernance de l'eau était géré par la Municipalité régionale de comté (MRC) des Collines-de-l'Outaouais et englobait sept municipalités, dont celle de Chelsea. À la fin du programme des Collines et face à l'intérêt de poursuivre une telle initiative à Chelsea, la Municipalité de Chelsea a redémarré son programme en 2014.

Objectifs généraux

Le programme H₂O Chelsea comporte deux volets : (1) eau de surface et (2) eau souterraine. Le présent rapport fait état de la qualité des eaux de surface.

Pour le volet eau de surface (3), dont le présent rapport fait état, le programme vise à :

- mesurer la qualité de l'eau des plans et cours d'eau sélectionnés;
- déterminer le niveau trophique des lacs;
- établir la classification de la qualité de l'eau à des fins récréatives à deux sites fréquentés de la rivière Gatineau (en collaboration avec les Amis de la rivière Gatineau);
- identifier des problématiques spécifiques et suggérer des recommandations appropriées.

Pour le volet eau souterraine (1), le programme vise à :

- sensibiliser les résidents à l'importance d'analyser leur eau de puits;
- les encourager à le faire régulièrement;
- leur offrir un service d'analyses de laboratoire à prix compétitif;
- leur offrir un soutien pour comprendre leurs résultats d'analyse;
- leur offrir de l'information pour appuyer leur prise de décisions pertinentes à leur puits.

Le présente rapport traite uniquement du volet eau de surface.

Méthodologie

Les sites inclus dans la campagne d'échantillonnage 2022, ainsi que dans les campagnes précédentes, sont présentés dans le tableau 1 ainsi que dans la figure 1. Certains de ces sites ont également été échantillonnés depuis un plus grand nombre d'années; les données historiques de ces sites en particulier sont présentées dans les figures pertinentes dans la suite du rapport. Les sites d'échantillonnage sur les lacs Mountains, Kingsmere et Meech, ainsi que leur bassin versant respectif, sont présentés à la figure 2. Les caractéristiques physiques principales des lacs d'études sont présentées dans le tableau 2.

Les variables mesurées varient en fonction des sites et une description plus détaillée de ces variables est fournie dans la section « Description des variables étudiées » de ce rapport. Des profils de la colonne d'eau pour les variables suivantes sont mesurés dans les lacs Mountains,

Kingsmere et Meech grâce à une sonde multi-paramétrique YSI: température, pH, conductivité, solides dissous totaux et oxygène dissous. Des échantillons d'eau dans l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion sont également prélevés à l'aide d'un échantillonneur de Van Dorn afin de mesurer en laboratoire les variables suivantes : phosphore total, azote Kjeldahl total, et chlorophylle *a*. Des échantillons d'eau prélevés à 0,15 m sous la surface de l'eau des lacs sont utilisés pour mesurer les matières en suspension et les coliformes fécaux. La transparence de l'eau est mesurée grâce à un disque de secchi. Ce disque circulaire d'une vingtaine de centimètres de diamètre, partagé en quarts noirs et blancs (chacun alternativement), est descendu dans la colonne d'eau jusqu'à ce qu'il soit invisible. La profondeur à laquelle le disque n'est plus visible et notée comme étant la profondeur de secchi. Plus l'eau d'un lac est transparente, plus la profondeur de secchi sera grande.

Dans les ruisseaux Chelsea et Meech, la température de l'eau est mesurée à l'aide d'une sonde multi-paramétrique YSI. Aussi, des échantillons d'eau sont prélevés puis analysés en laboratoire afin de mesurer la teneur en coliformes fécaux, en phosphore total, en azote Kjeldahl total, en matières en suspension, en chlorures, en sodium et en potassium. Dans le ruisseau Hayworth, la température est mesurée, puis des échantillons d'eau sont prélevés pour le phosphore total et les matières en suspension.

La rivière Gatineau compte sept sites d'échantillonnage. À deux de ces sites (GR22 et GR151), des profils de la colonne d'eau sont mesurés avec la sonde multi-paramétrique: température, pH, conductivité, solides dissous totaux et oxygène dissous; puis des échantillons d'eau sont prélevés à 1 m de profondeur pour mesurer le phosphore total, l'azote Kjeldahl total et l'azote ammoniacal. Aux sites GR70 et GR90, les coliformes fécaux sont mesurés à 0,15 m de profondeur, puis le phosphore total, l'azote Kjeldahl total et l'azote ammoniacal sont mesurés à 1 m de profondeur. Les sites GR1, GR2 et GR3 ont été ajoutés en 2021 afin de mesurer les coliformes fécaux uniquement.

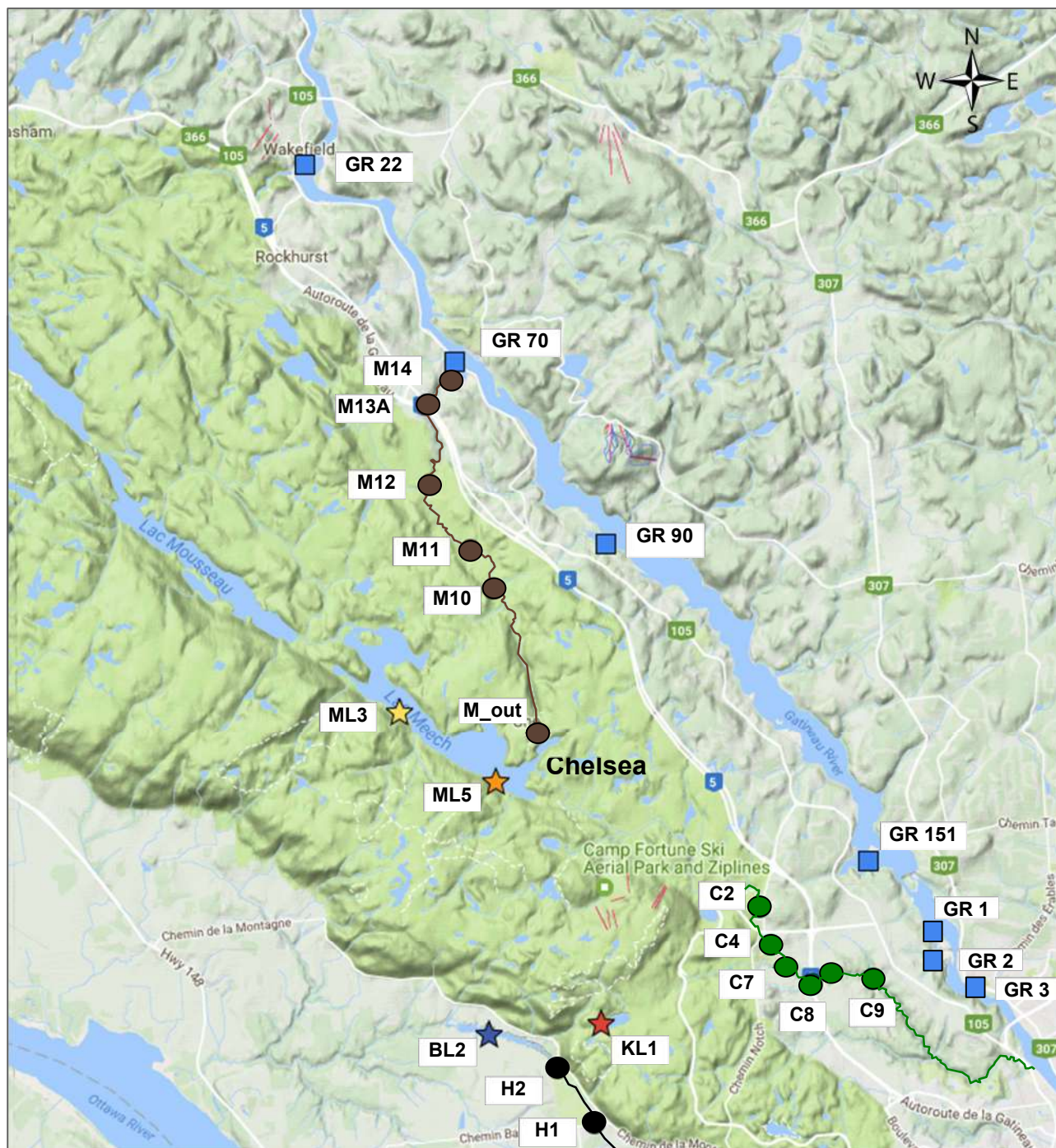
Toutes les mesures prises lors de l'échantillonnage, de même que les résultats mesurés en laboratoire, sont compilés dans une base de données dans Microsoft Excel®. Cette base de données inclut également toutes les données historiques disponibles depuis le tout début du programme H₂O Chelsea. Les analyses de données et les graphiques sont ensuite effectués dans le logiciel R Studio®.

Tableau 1 Liste des sites d'échantillonnage du projet H₂O Chelsea en 2022.

Nom du plan d'eau	Code de site	Latitude	Longitude	Elevation	Note
Lac Mountains (Beamish)	BL2	45.485196°N	-75.880671°O	96 m	Zone la plus profonde
Lac Mountains (Beamish)	BL3	45.484298°N	-75.875684°O	96 m	Ajouté en 2021
Lac Kingsmere	KL1	45.486984°N	-75.85252°O	230 m	
Lac Kingsmere	KL2	45.486681°N	-75.847981°O	230 m	Ajouté en 2021
Lac Meech	ML3	45.541906°N	-75.90328°O	163 m	
Lac Meech	ML5	45.529692°N	-75.878944°O	163 m	
Rivière Gatineau	GR1	45.504839°N	-75.770797°O	76 m	Ajouté en 2021
Rivière Gatineau	GR2	45.500028°N	-75.768625°O	61 m	Ajouté en 2021
Rivière Gatineau	GR3	45.495273°N	-75.762128°O	49 m	Ajouté en 2021
Rivière Gatineau	GR22	45.638741°N	-75.92707°O	98 m	Baie de Wakefield Quai public de Farm Point
Rivière Gatineau	GR70	45.603879°N	-75.889555°O	98 m	
Rivière Gatineau	GR90	45.571792°N	-75.85129°O	98 m	Rampe à bateau Burnett
Rivière Gatineau	GR151	45.515878°N	-75.785512°O	98 m	Baie de fer à cheval
Ruisseau Chelsea	C2	45.50787°N	-75.81268°O	127 m	Entrée CCN
Ruisseau Chelsea	C4	45.50117°N	-75.80988°O	116 m	Aval Old Chelsea
Ruisseau Chelsea	C7	45.49673°N	-75.80645°O	107 m	Tributaire-aval
Ruisseau Chelsea	C8	45.49399°N	-75.799538°O	96 m	Autoroute 5
Ruisseau Chelsea	C9	45.495°N	-75.784°O	68 m	Route Fleury
Ruisseau Hayworth	H1	45.46984°N	-75.85391°O	105	Amont terrain de golf
Ruisseau Hayworth	H2	45.47943°N	-75.86342°O	100	Aval terrain de golf
Ruisseau Meech	Mout	45.53829°N	-75.86799°O	160 m	Décharge lac Meech
Ruisseau Meech	M10	45.56393°N	-75.879328°O	128 m	Pont Cowden
Ruisseau Meech	M11	45.57057°N	-75.88529°O	120 m	Stationnement P16
Ruisseau Meech	M12	45.58219°N	-75.8955°O	112 m	Pont couvert
Ruisseau Meech	M13A	45.59623°N	-75.89626°O	107 m	Route 105
Ruisseau Meech	M14	45.60064°N	-75.88995°O	99 m	Chemin St-Clément

Tableau 2 Liste des variables analysées par site d'échantillonnage du projet H₂O Chelsea en 2022.

Site	Variables mesurées in situ							Variables analysées en laboratoire								
	Profile	Secchi	Oxygène dissous	Température	pH	Conductivité	Solide dissous totaux	Coliformes fécaux	Chlorophylle	Phosphore total	Azote total Kjeldahl	Azote ammoniacal	Matières en suspension	Sodium	Chlorures	Potassium
BL2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			
BL3								x								
KL1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						
KL2								x								
ML3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
ML5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
GR1								x								
GR2								x								
GR3								x								
GR22	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x					
GR70		x						x	x	x	x					
GR90		x						x	x	x	x					
GR151	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x					
C2								x	x	x			x	x	x	x
C4								x	x	x			x	x	x	x
C7								x	x	x			x	x	x	x
C8								x	x	x			x	x	x	x
C9								x	x	x			x	x	x	x
H1				x				x	x	x	x		x			
H2				x				x	x	x	x		x			
Mout				x				x	x	x			x	x	x	x
M10				x				x	x	x			x	x	x	x
M11				x				x	x	x			x	x	x	x
M12				x				x	x	x			x	x	x	x
M13A				x				x	x	x			x	x	x	x
M14				x				x	x	x			x	x	x	x



- | | |
|---------------------|------------------------------------|
| — Ruisseau Meech | ○ Site d'échantillonnage ruisseaux |
| — Ruisseau Chelsea | □ Site d'échantillonnage rivière |
| — Ruisseau Hayworth | ☆ Site d'échantillonnage lacs |

Figure 1 Localisation des sites d'échantillonnage du programme H₂O Chelsea en 2022.

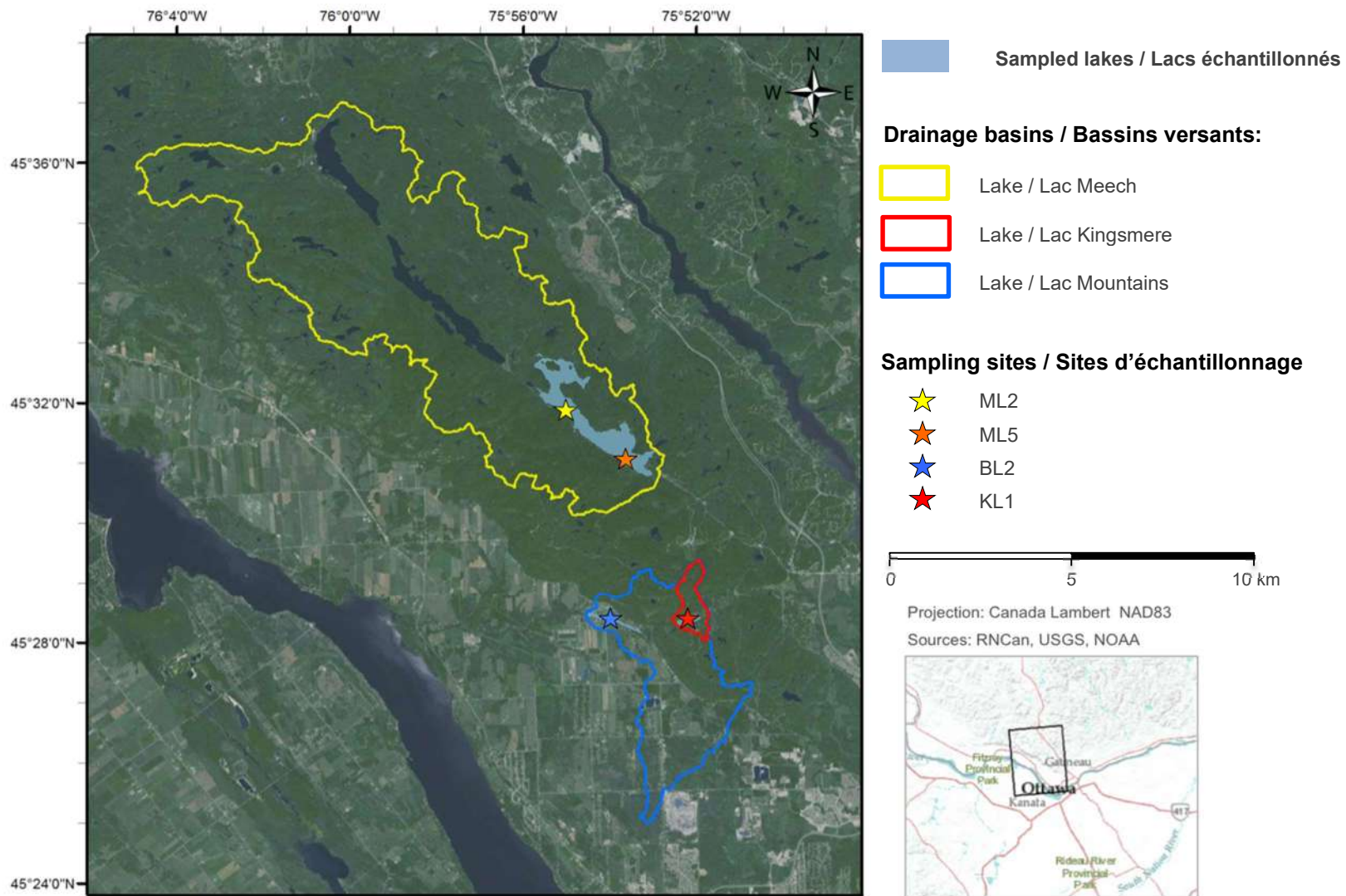


Figure 2 Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains, ainsi que leurs sites d'échantillonnage.

Tableau 3 Caractéristiques physiques principales des trois lacs d'étude et de leur bassin versant.

	Lac Mountains	Lac Kingsmere	Lac Meech
Superficie du lac (km ²)	0,142	0,123	2,748
Périmètre (km)	4.1	1.77	16.90
Profondeur moyenne (m)	5.5	7	18
Altitude (m au-dessus de la mer)	96	230	163
Province géologique du bassin versant	Basses terres du Saint-Laurent	Grenville (Bouclier Canadien)	Grenville (Bouclier Canadien)

Description des variables étudiés et des concepts clés

Azote ammoniacal / *Ammoniacal nitrogen* (mg/L)

L'azote ammoniacal inclut l'ammoniaque (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+), soit les deux formes inorganiques les plus réduites de l'azote. Les eaux naturelles ont typiquement une concentration en azote ammoniacal inférieure à 0,1 mg/L. L'augmentation des concentrations en azote ammoniacal peut contribuer à l'eutrophisation et une concentration excessive peut s'avérer toxique pour la vie aquatique. Le seuil de protection pour la vie aquatique dépend du pH et de la température. Par exemple, pour un pH de 6,5 et une température de 15°C, le seuil est de 1,8 mg/L alors qu'il est de 1,2 mg/L pour un pH identique mais une température de 20°C.

Azote kjeldahl total (NTK) / *Total Kjeldahl nitrogen (TKN)* (mg/L)

L'azote, tout comme le phosphore, est un élément essentiel aux organismes vivants. Les sources d'azote incluent les engrais, l'érosion des sols, les eaux usées, ainsi que le contact avec l'atmosphère. L'azote kjeldahl total représente la somme des formes organiques de l'azote, d'ammoniaque (NH_3) et d'ammonium (NH_4^+). Une trop grande concentration en azote contribue à l'eutrophisation. Il est à noter que le MELCCFP n'inclut pas l'azote Kjeldahl total dans le système de classification du niveau trophique des lacs et des rivières. Cependant, Kalff (2001) et d'autres ouvrages estiment qu'une concentration d'azote Kjeldahl total < 0,35 mg/L correspond à un lac oligotrophe; de 0,35 à 0,65 mg/L à un lac mésotrophe et de > 0,65 mg/L à un lac eutrophe (tableau 3).

Bassin versant / *Drainage basin*

Le bassin versant constitue l'ensemble de la surface du sol qui draine vers un plan d'eau. Les variables de l'eau d'un lac ou d'une rivière sont grandement influencées par la constitution de son bassin versant, notamment la géologie, la topographie, l'utilisation et la composition des sols, le couvert végétal et les activités humaines. Lors d'une pluie, l'eau s'infiltré dans le sol et ruissèle graduellement vers un lac ou une rivière et au cours de ce processus, l'eau peut transporter, par exemple, des nutriments, des contaminants, des minéraux et des particules de sol.

Chlorophylle a / *Chlorophyll a* ($\mu\text{g/L}$)

La chlorophylle *a* est un pigment nécessaire à la photosynthèse. Ainsi, la concentration de ce pigment renseigne sur la quantité d'algues dans l'eau et contribue à la classification du niveau trophique (tableau 3).

Chlorures / *Chlorides* (mg/L)

Les chlorures sont une composante naturelle de l'eau douce et de l'eau salée et sont essentiels à la vie. Cependant, de trop grandes concentrations de chlorures peuvent nuire aux organismes aquatiques en altérant leurs capacités d'osmorégulation, le processus qui régule la quantité d'ions dans les fluides corporels. Ceci se traduit par une diminution de leur taux de survie, de croissance et de reproduction. Depuis l'utilisation de sel pour déglacer les routes en hiver, les concentrations de chlorures dans plusieurs lacs et rivières ont fortement augmenté.

Coliformes fécaux / *Fecal coliforms* (UFC/100 ml)

Les coliformes fécaux, dont *Escherichia coli*, mieux connue sous le nom d'*E. coli*, sont des bactéries vivant de manière naturelle dans l'intestin des animaux à sang chaud, soit les mammifères, les oiseaux et les humains, et qui se retrouvent donc dans leurs matières fécales. La présence de coliformes fécaux dans un plan d'eau indique donc non seulement une contamination récente par des matières fécales, mais également la présence possible de virus, de bactéries et de protozoaires potentiellement pathogènes. Les problèmes de santé les plus fréquemment encourus incluent des troubles gastro-intestinaux de courte durée (nausées, vomissements et diarrhées). Les personnes plus sensibles telles que les enfants en bas âge et les personnes âgées peuvent subir des effets plus graves et chroniques. Les coliformes fécaux sont mesurés en récoltant un volume d'eau prédéterminé, laquelle est ensuite déposée dans un milieu de culture. Dans ces conditions, les bactéries formeront des colonies qu'il est ensuite possible de compter. Selon cette méthode, les coliformes fécaux sont exprimés en UFC/100 ml, soit le nombre d'unités formant des colonies par 100 ml d'eau échantillonnée.

Conductivité / *Conductivity* ($\mu\text{S/cm}$)

La conductivité est une mesure de l'habileté de l'eau à conduire un courant électrique et représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau. Cette variable dépend

notamment de la géologie, du ratio entre la taille du bassin versant et de la taille du lac, du taux d'évaporation, ainsi que des sources externes d'ions tels que des stations d'épuration d'eau, des fosses septiques et le ruissellement des routes où du sel est épandu durant l'hiver. La conductivité des eaux douces naturelles en régions nordiques tempérées varie normalement entre 20 et 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kalff, 2001). Bien que le MELCCFP n'ait établi aucun critère de qualité pour cette variable, une conductivité et une salinité trop élevée ou trop basse peuvent avoir des effets délétères sur les organismes aquatiques. Aussi, une augmentation soudaine et marquée de la conductivité peut servir d'indicateur de perturbations humaines. Par exemple, l'épandage de sel sur les routes en hiver augmente significativement la conductivité.

Matières en suspension (MES) / *Total suspended solids (TSS)* (mg/L)

Les matières en suspension incluent toutes les particules de taille supérieure à deux microns, alors que les particules de taille inférieure à deux microns sont considérées comme étant en solution. Ces matières sont constituées entre autres de sédiments, de silt, de sable, de plancton, d'algues et de particules organiques provenant de la décomposition de végétaux ou d'animaux. Les MES reflètent en partie la clarté de l'eau. Une teneur élevée en MES augmente la turbidité, réduisant ainsi la transparence et la pénétration de la lumière, ce qui altère la photosynthèse. Une eau dont les MES sont inférieures à 20 mg/L semble claire alors qu'au-dessus de 40 mg/L, l'eau paraît trouble. Ces valeurs varient cependant d'une région à l'autre et les recommandations du MELCCFP sont axées sur les variations en MES pour un même plan d'eau par rapport à sa concentration «naturelle» ou «ambiante» plutôt que sur des valeurs absolues. Les facteurs contribuant à l'augmentation des MES incluent l'érosion des sols du bassin versant, les eaux de ruissellement, l'agitation des sédiments et les fleurs d'eau de cyanobactéries. Si certaines variations ont lieu de manière naturelle, une forte augmentation de cette variable de qualité de l'eau est souvent liée directement ou indirectement à des activités anthropiques. Notamment, la coupe forestière, la construction de routes, les développements immobiliers, l'urbanisation, les usines de traitement d'eaux usées, le rejet de pesticides ou d'herbicides, de métaux, de bactéries, de protozoaires ou de nutriments provenant d'engrais peut augmenter les concentrations en MES. Plusieurs de ces contaminants peuvent nuire à la faune et à la flore aquatique, provoquer des fleurs d'eau, diminuer les concentrations en oxygène dissous, en plus de présenter un risque pour la santé humaine. De plus, de trop grandes concentrations en MES peuvent nuire aux poissons en

endommageant leurs branchies et en diminuant la quantité d'oxygène dissous pouvant pénétrer dans les œufs, ce qui diminue leur succès reproductif.

Niveau trophique / *Trophic level*

Les lacs et les rivières peuvent être classés en trois catégories générales selon leurs concentrations en nutriments et leur degré de productivité, soit oligotrophe (pauvre en nutriments, basse productivité), mésotrophe (concentration moyenne en nutriments, moyennement productif) et eutrophe (haute concentration en nutriments, hautement productif) (tableau 3).

L'eutrophisation est le processus par lequel l'ajout de nutriments à un plan d'eau provoque son enrichissement et ainsi, stimule la croissance d'algues et de plantes aquatiques. Ainsi, un lac deviendra graduellement un marais, puis une tourbière ou une prairie. Si ce processus a lieu de manière naturelle sur de longues échelles de temps (millénaires), plusieurs activités humaines l'accélèrent de façon prononcée. L'eutrophisation comporte de nombreux effets non désirables tels que la prolifération de cyanobactéries, la diminution de la transparence de l'eau, la réduction d'oxygène dissous (ce qui nuit notamment aux poissons), la surabondance d'algues et de plantes aquatiques, des modifications de la biodiversité animale et végétale et l'accumulation excessive de sédiments.

Tableau 4 Classification des niveaux trophiques basée sur les concentrations moyennes de phosphore total, d'azote Kjeldahl total, de chlorophylle *a* et de la transparence des eaux de surface durant la saison estivale. Tiré de Kalff (2001).

		TP (µg/L)	TKN (mg/L)	Chl <i>a</i> (µg/L)	Transparence (m)
Lacs	Oligotrophe	<10	< 0,35	< 3	> 5
	Mésotrophe	10 – 30	0,35 – 0,65	3 – 8	2,5 – 5
	Eutrophe	> 30	> 0,65	> 8	< 2,5
Rivières	Oligotrophe	< 25	< 0,7	< 10	> 5
	Mésotrophe	25 – 75	0,7 – 1,5	10 – 30	2,5 – 5
	Eutrophe	> 75	> 1,5	> 30	< 2,5

Oxygène dissous (OD) / *Dissolved oxygen (DO)* (mg/L)

L'oxygène dissous est une variable fondamentale de l'eau, car cet élément est essentiel au métabolisme de tous les organismes aquatiques aérobies tels les poissons, les crustacés, les

insectes, etc. Les sources d'oxygène dans un lac sont principalement les échanges avec l'atmosphère et la photosynthèse, alors que la respiration et la dégradation de la matière organique consomment l'oxygène. Les concentrations en oxygène fluctuent au cours des saisons et même au cours d'une même journée. Puisque la photosynthèse nécessite de la lumière, elle se produit uniquement durant les heures d'ensoleillement, alors que la respiration et la dégradation se déroulent de manière continue. Ainsi, la nuit, les concentrations en oxygène dissous diminuent graduellement puisque la photosynthèse ne peut contrebalancer la consommation d'oxygène par la respiration et la dégradation.

Normalement, les eaux de surface sont saturées en oxygène en raison du contact constant avec l'atmosphère. Dans les plans d'eau peu profonds et en mouvement, tels que les ruisseaux, les concentrations en oxygène dissous sont normalement élevées et constantes dans la colonne d'eau. Dans les plans d'eau plus profonds, l'oxygénation des eaux profondes dépend des vents, des courants, ou encore des affluents. Au printemps, le brassage des eaux redistribue les nutriments et l'oxygène dans l'ensemble du lac. La colonne d'eau est alors uniformément riche en oxygène dissous. Au cours de l'été, la stratification thermique engendre une barrière physique entre les différentes couches d'eau, ce qui empêche la circulation d'oxygène dans la colonne d'eau. Les eaux du métalimnion et de l'hypolimnion (voir « température ») deviennent alors appauvries en oxygène dissous par manque d'échange avec l'atmosphère et les eaux de l'épilimnion, et par la consommation de l'oxygène par les organismes aérobies comme les poissons et autres animaux aquatiques, les bactéries et les plantes durant la nuit (les plantes font la respiration en absence de lumière et la photosynthèse durant les périodes d'ensoleillement). Aussi, la dégradation de la matière organique, qui a principalement lieu dans l'hypolimnion, consomme de grandes quantités d'oxygène. Les lacs eutrophes tendent à avoir un hypolimnion hypoxique (faible concentration en oxygène dissous, soit < 2 mg/L) peu de temps après la stratification thermique, mettant en péril les organismes qui nécessitent de l'oxygène pour leur survie.

De faibles quantités en oxygène dissous peuvent causer des effets létaux ou sublétaux chez les organismes aérobies, particulièrement les poissons. Les effets incluent : perte d'équilibre, diminution de la croissance, retard dans le développement et augmentation du taux de mortalité des embryons, retard dans l'éclosion des œufs et augmentation du taux de malformations. Des

effets similaires peuvent également affecter plusieurs invertébrés tel que les insectes. Le MELCCFP recommande que les valeurs d'oxygène dissous demeurent supérieures à 6 mg/L (pour des eaux entre 10 et 20°C) pour la protection de la vie aquatique. En deçà de ces concentrations, les poissons et autres organismes aérobies risquent de subir les effets mentionnés précédemment. Il arrive que la concentration naturelle en oxygène dissous dans l'hypolimnion soit plus faible que celle recommandée. Dans de telles situations, il est recommandé d'éviter l'ajout de matières biodégradables, puisque la décomposition de celles-ci diminuerait davantage la quantité d'oxygène dissous. L'anoxie, soit l'absence d'oxygène, est atteinte à une concentration inférieure à 0,5 mg/L. Outre les effets délétères directs sur les organismes aquatiques aérobies, l'anoxie peut engendrer le relargage de phosphore par les sédiments, augmentant ainsi les risques de fleurs d'eau (*algal bloom*). L'anoxie peut également mener à l'accumulation d'ammonium et de sulfure d'hydrogène, qui peuvent être toxiques pour les organismes vivant dans l'hypolimnion.

pH

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau et est exprimé sur une échelle de 1 à 14, 1 étant le plus acide et 14 étant le plus alcalin. Les lacs typiques du Bouclier canadien ont un pH moyen aux alentours de 6,5. Toutefois, cette valeur varie grandement, car le pH dépend de plusieurs processus. Par exemple, la photosynthèse consomme le CO₂ dissous et ainsi augmente le pH (devient plus basique) tandis que la respiration diminue le pH (devient plus acide) en générant du CO₂. Le pH varie dans la colonne d'eau en fonction, notamment, des organismes présents (photosynthétiques vs aérobie) et des minéraux en solution. Si de légers changements de pH n'ont pas forcément d'impacts majeurs directs sur les organismes aquatiques, ceux-ci peuvent en subir des impacts indirects. En effet, les changements de pH affectent la solubilité et la disponibilité des nutriments comme le phosphore, l'azote et le carbone, des minéraux et des contaminants. Par exemple, les métaux lourds sont davantage solubles, et donc toxiques, dans des eaux acides. Le MELCCFP recommande un pH entre 6,5 et 9,0 pour la protection de la vie aquatique, puis de 6,5 à 8,5 pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique. Un pH inférieur à 6 peut entraîner des effets tels l'apparition d'espèces de plancton non désirables ainsi que des altérations au cycle de reproduction, voir même la mort de plusieurs espèces de poissons. Des eaux trop alcalines peuvent également engendrer de sérieux problèmes aux poissons comme des dommages

aux branchies, aux yeux et à la peau, des difficultés à excréter les déchets métaboliques, ou même la mort. De plus, certains contaminants sont plus toxiques à un pH élevé. Par exemple, la toxicité de l'ammoniac est 10 fois plus élevée à un pH de 8 qu'à un pH de 7.

Les organismes photosynthétiques sont surtout situés dans la zone photique (où la lumière pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse) et la profondeur de la zone photique représente approximativement 2 fois la profondeur du disque de Secchi. On pourrait donc s'attendre à ce que le pH diminue en deçà de la zone photique, car à cette profondeur, ce sont les organismes aérobies (respiration) qui dominent la communauté.

Phosphore total (PT) / *Total phosphorus (TP)* ($\mu\text{g/L}$)

Le phosphore est un élément essentiel pour tous les organismes vivants et est souvent considéré comme le nutriment le plus important en milieu aquatique. Si cet élément est présent de manière naturelle en faible quantité dans les lacs et les rivières, l'humain contribue à en augmenter les apports par l'usage d'engrais, le rejet des eaux usées et l'accélération de l'érosion des sols, par exemple. Une trop grande quantité de phosphore mène à l'eutrophisation en stimulant la croissance accélérée des algues et du phytoplancton et peut ainsi nuire à la qualité de l'eau. La concentration en phosphore, avec la transparence et la concentration en chlorophylle *a*, permet d'établir le niveau trophique d'un lac ou d'une rivière (tableau 3).

Phosphore : relargage par les sédiments / *Phosphorus internal loading*

Plusieurs lacs reçoivent non seulement du phosphore en provenance de leur bassin versant, mais aussi de leurs propres sédiments. Le phénomène lors duquel les sédiments relâchent du phosphore vers la colonne d'eau est nommé le relargage. Ce phénomène, bien que connu depuis plusieurs décennies, est fort complexe et fait toujours le sujet de nombreuses recherches scientifiques. Le modèle le plus simple de relargage par les sédiments suggère que le cycle du phosphore soit lié de près au cycle du fer. En condition oxygène (présence d'oxygène), le fer a une forte capacité d'adsorption pour le phosphore et ces deux éléments forment un complexe insoluble qui précipite au fond du lac et demeure à la surface des sédiments, tant que la quantité d'oxygène soit suffisante. Si des conditions anoxiques se développent, le fer devient soluble et est relâché dans la colonne d'eau, de même que le phosphore auquel il était lié. Dans certains lacs, le

relargage de phosphore par les sédiments est si important qu'il peut excéder la quantité de phosphore reçue par les sources externes.

Potassium / *Potassium* (mg/L)

Le potassium est un élément essentiel aux organismes vivants, souvent présent en très petites quantités dans les lacs et les cours d'eau. Quoique le MELCCFP n'indique pas de seuil de protection de la vie aquatique, puisque cet élément est rarement trop abondant pour nuire aux écosystèmes aquatiques, une augmentation des concentrations en potassium indique souvent une hausse de perturbations humaines. Les sources de potassium liées aux activités humaines sont principalement les fertilisants, ainsi que certains types de sels de déglacage.

Sodium / *Sodium* (mg/L)

Le sodium, tout comme les chlorures, est naturellement présent dans les eaux douces, mais a rapidement augmenté depuis l'utilisation de sels de déglacage sur les routes. De trop fortes concentrations de sodium peuvent perturber les écosystèmes aquatiques, contaminer les sources d'eau potable et nuire à la croissance de la végétation. Une augmentation en sodium dans un plan d'eau est souvent indice d'un accroissement des perturbations humaines.

Transparence / *Transparency* (m)

La transparence indique le degré auquel la lumière pénètre l'eau. Cette variable est mesurée à l'aide d'un disque de Secchi (voir la section «Méthodologie» du présent rapport) et dépend de la quantité de particules dans l'eau. Ces particules peuvent être inorganiques, comme des sédiments provenant de l'érosion des sols dans le bassin versant, ou organiques, tel que le phytoplancton, le zooplancton, les algues, etc. Lorsque la turbidité de l'eau est grandement attribuable au phytoplancton, la transparence, exprimée en mètres grâce au disque de Secchi, est utile afin de déterminer le niveau trophique. Plus la transparence est grande, moins il y a de particules dans l'eau, plus le lac est oligotrophe et plus la lumière pourra pénétrer profondément dans la colonne d'eau. À l'inverse, dans les plans d'eau où la turbidité est surtout due à la présence de particules non organiques, tels que des sédiments provenant du bassin versant par exemple, la profondeur de Secchi ne renseigne pas sur le niveau trophique. La profondeur de Secchi permet également de déterminer de manière approximative la zone photique, c'est-à-dire la profondeur à laquelle la

lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre aux organismes d'effectuer la photosynthèse. La zone photique est d'environ deux fois la profondeur de Secchi.

Température / *Temperature* (°C)

La plupart des lacs en régions tempérées sont dit dimictiques, c'est-à-dire qu'ils subissent deux brassages saisonniers par année, soit un au printemps et un à l'automne. Durant le brassage, la colonne d'eau est isothermique (la température est relativement uniforme de la surface aux eaux profondes). Suite au brassage printanier, l'augmentation des températures atmosphériques et de la durée des périodes d'ensoleillement réchauffe les eaux de surface et en l'absence de vents forts, la colonne d'eau n'est pas brassée et une stratification thermique s'installe. Étant plus froides, les eaux en profondeurs sont plus denses que celles de surface et ainsi, la stratification thermique entraîne également une stratification de densité, ce qui forme une barrière physique au brassage et aux échanges entre les différentes couches d'eau. Les trois couches formées sont l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion (Fig 3).

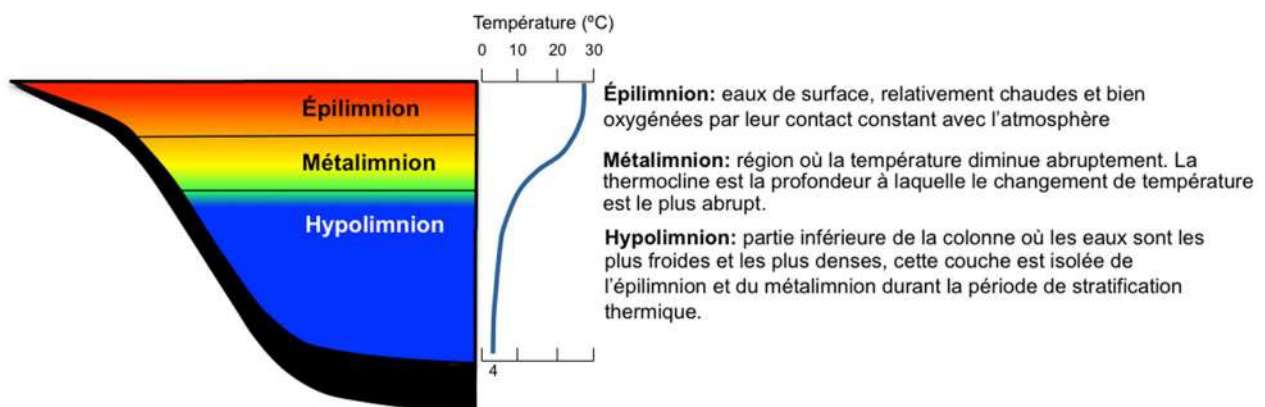


Figure 3 Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales.

Résultats et discussion

Lacs : aperçu et comparaisons entre les lacs Mountains, Kingsmere et Meech

La présente section a pour objectif de présenter une vue d'ensemble des lacs échantillonnés dans le cadre du projet H₂O Chelsea, soit les lacs Mountains, Kingsmere et Meech afin de les comparer entre eux. Un portrait plus détaillé de chaque lac est ensuite présenté dans les sections subséquentes.

Contexte physique et géologique

Le lac Meech est le plus profond des trois lacs avec une profondeur moyenne de 18 m aux sites ML3 et ML5, suivi du lac Kingsmere avec une profondeur moyenne de 7 m au site KL1. Le lac Mountains est le moins profond, avec une profondeur moyenne de 5,5 m au site BL2 (tableau 2). La profondeur des trois lacs varie d'un mètre tout au plus au cours des saisons d'échantillonnage. Le lac Meech est également le plus grand lac, avec une superficie de plus de 2,748 km², suivi du lac Mountains (0,142 km²), puis du lac Kingsmere (0,123 km²).

Le lac Meech possède le plus grand bassin versant, principalement dans le Parc de la Gatineau (Fig 2). Le lac Kingsmere a le plus petit bassin versant, lui aussi principalement dans les limites du parc de la Gatineau. Ces deux lacs subissent donc relativement peu de perturbations humaines dans leur bassin versant. Le lac Mountains a le second plus grand bassin versant et possède des caractéristiques différentes des deux autres lacs, qui peuvent influencer la physico-chimie de l'eau. Une grande partie de son bassin versant est constitué de zones urbaines et périurbaines, comprenant donc davantage de perturbations humaines. Quant au contexte géologique, le lac Mountains est situé dans les Basses Terres du Saint-Laurent, une plateforme de roches sédimentaires recouverte par endroits de dépôts meubles, facilement érodables (tableau 2). Ce contexte géologique peut contribuer à augmenter l'apport en nutriments et en sédiments au lac Mountains. Les lacs Kingsmere et Meech et leur bassin versant sont quant à eux situés dans la province géologique de Grenville (Bouclier Canadien), constitué principalement de gneiss (roche métamorphique), de granite (roche ignée) et de marbre (roche métamorphique). Ces roches sont moins facilement érodées que celles des Basses Terres du Saint-Laurent et risquent donc moins de contribuer à l'apport en sédiments et en nutriments aux lacs s'y trouvant.

Température

Les lacs Mountains, Kingsmere et Meech présentent une stratification typique des zones tempérées et semblent dimictiques, ce qui signifie deux brassages par année, un au printemps et un à l'automne, soit la norme pour les lacs de zones tempérées. Au moment du premier échantillonnage de l'année 2022, soit en début juin pour les lacs Mountains et Kingsmere et fin mai pour le lac Meech, la stratification thermique était installée (Fig 4 A). La stratification thermique dans la plupart des lacs au sud du Québec débute vers le début mai. Déjà en septembre, la colonne d'eau était isotherme autour de 16°C au lac Mountains, alors que l'eau des lacs Kingsmere et Meech était encore stratifiée. Le brassage saisonnier s'est probablement fait en octobre dans les lacs Mountains (colonne d'eau à ~11°C) et Kingsmere (colonne d'eau à ~12°C). Il est fort probable que le brassage ait eu lieu en novembre dans le lac Meech. Lors du dernier échantillonnage de la saison, le 26 octobre, la stratification était encore présente mais était moins prononcée que durant les mois précédents, avec des eaux de surface à ~12°C et l'hypolimnion à ~7°C. Puisque les lacs Mountains et Kingsmere sont peu profonds, soit environ 5,5 et 7 mètres, leur stratification est moins prononcée que dans des lacs plus profonds, tel que le lac Meech. Le lac Mountains a été à son plus chaud en juillet (23,7°C), puis les lacs Kingsmere et Meech ont été à leur plus chaud en août (24,2 °C et 23,5 °C, respectivement). À noter que le lac Mountains n'a pas été échantillonné en août.

pH

Les lacs échantillonnés ont été de légèrement acide à faiblement alcalin en 2022, avec un pH variant de 7,5 à 8,02 pour le lac Mountains, de 6,98 à 8,59 pour le lac Kingsmere, puis de 6,30 à 8,19 pour le lac Meech (Fig 4 B; toutes profondeurs confondues), et ont généralement présenté une diminution du pH de l'épilimnion vers l'hypolimnion, ce qui correspond au patron typique des lacs tempérés. En effet, la photosynthèse tend à augmenter le pH alors que la respiration le diminue en relâchant du CO₂. Puisque les organismes photosynthétiques dominent l'épilimnion, où la lumière est abondante, le pH y est le plus haut (alcalin); alors que le pH est plus bas (acide) dans l'hypolimnion, où les organismes faisant la respiration sont plus abondants. Ce patron est moins présent au lac Mountains, probablement puisqu'il est moins profond que les deux autres lacs.

Seul le lac Kingsmere a dépassé le seuil supérieur pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (pH de 8,5), avec des valeurs maximales de 8,59. Depuis 2016, un léger dépassement de ce seuil a été observé à quelques reprises. Quant au seuil inférieur pour la protection des activités récréatives et d'esthétique (pH de 6,5), il a seulement été atteint au lac Meech en septembre dans la couche d'eau la plus profonde, ce qui n'est pas inquiétant.

À noter que les valeurs de pH en juillet ont été qualifiées de valeurs aberrantes et ont été retirées des figures car elles étaient autour de 10, ce qui est presque impossible dans des lacs naturels. Cela relevait tout probablement d'une erreur de calibration ou d'une défectuosité de la sonde.

Conductivité

Durant l'été 2022, la conductivité a varié entre 334 et 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au lac Mountains, entre 148 et 174 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au lac Kingsmere et entre 81 et 97 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au lac Meech (Fig 4 C). Cette tendance d'une plus grande conductivité au lac Mountains, suivi du lac Kingsmere, puis du lac Meech est observée depuis 2016. La conductivité représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau, provenant en grande partie des activités ou infrastructures humaines telles que l'épandage de sel sur les routes, des stations d'épuration d'eau et des fosses septiques, qui peuvent tous contribuer à augmenter l'apport en ions dissous. Comme le lac Mountains est bordé de plusieurs habitations et de routes très fréquentées dont le chemin de la Montagne, et que son bassin versant est le plus perturbé par l'humain parmi les lacs échantillonnés, il se peut que ce lac reçoive davantage d'eau de ruissellement contenant des sels dissous, notamment en provenance du sel épandu sur le chemin de la Montagne et les autres routes à proximité lors de la saison hivernale. La conductivité élevée dans ce lac reflète donc probablement l'impact plus prononcé de la présence humaine comparativement aux autres lacs étudiés. Les lacs Kingsmere et Meech ont, quant à eux, moins d'habitations et de routes sur leurs rives et dans leur bassin versant, ce qui diminue les sources potentielles d'ions dissous. Le volume d'eau dans les lacs peut également expliquer les tendances observées en conductivité. Pour une quantité donnée d'ions dissous qui entre dans un plan d'eau, un lac avec un grand volume d'eau ne verra pas sa conductivité augmenter autant qu'un lac avec un petit volume d'eau en raison de sa capacité de dilution. Les lacs Mountains, Kingsmere et Meech ont une aire de 0,118 km^2 ; 0,123 km^2 et 2,737 km^2 , puis

leur profondeur est d'environ 5,5 m; 7 m et 18 m, respectivement (tableau 2). On peut déduire que le lac Mountains a le plus petit volume d'eau et donc, des apports externes en ions auront davantage d'effets sur la conductivité que dans les autres lacs, qui ont un volume d'eau plus grand et donc une capacité de dilution supérieure.

Oxygène dissous

Les lacs Mountains et Meech présentent une stratification en oxygène dissous (OD) (Fig 4 D). Le lac Mountains avait vu ses concentrations en OD fluctuer depuis 2016, avec des épisodes d'hypoxie fréquentes, notamment à l'été 2020. La concentration en OD dans les eaux de surface au cours du dernier été a varié entre 6,8 et 10,15 mg/L, soit au-dessus du seuil minimal pour les activités récréatives et l'esthétisme (6,0 mg/L), ce qui représente une amélioration. En 2020, les valeurs d'OD dans les eaux de surfaces avaient été inférieures au seuil de protection pour la vie aquatique lors des deux prises de mesures, ce qui est préoccupant pour des eaux de surface. Le seuil de l'anoxie a été atteint lors d'une seule prise de mesure en 2022, soit en juillet dans l'hypolimnion. Ceci est fréquent dans l'hypolimnion et n'est pas inquiétant.

Pour le lac Kingsmere, l'OD des eaux de surface a varié entre 8,51 et 9,88 mg/L au cours du dernier été. Ces valeurs sont au-dessus du seuil de protection de la vie aquatique. Par rapport aux données historiques pour ce lac, les valeurs mesurées en 2022 sont bonnes. L'hypolimnion était hypoxique en juin, puis anoxique lors des autres échantillonnages. Les concentrations en OD atteignaient l'hypoxie uniquement dans les eaux les plus profondes, ce qui n'est pas problématique ou inquiétant.

La stratification en OD était davantage prononcée dans le lac Meech que dans le lac Mountains, certainement puisque celui-ci est davantage profond. Les eaux de surface ont connu une concentration en OD entre 8,6 et 10,14 mg/L, ce qui constitue une eau bien oxygénée et au-dessus du seuil de protection pour la vie aquatique. Tout comme dans le lac Kingsmere, l'hypolimnion était hypoxique lors de la plupart des échantillonnages, ce qui est normal pour un lac d'une telle profondeur.

Les lacs Kingsmere et Meech (site ML5) ont tous deux montré une augmentation de l'OD dans le métalimnion lors de certains échantillonnages. Ceci est un phénomène assez fréquent et est causé par la forte présence d'organismes photosynthétiques dans le métalimnion.

Phosphore total

Les concentrations moyennes en phosphore total (PT) dans les trois lacs échantillonnés ont correspondu à un niveau trophique oligotrophe pour les lacs Kingsmere et Meech, puis mésotrophe – eutrophe pour le lac Mountains, de manière similaire aux sept années précédentes (Fig 5). Historiquement, le lac Mountains est celui dont les concentrations moyennes en PT étaient les plus élevées, oscillant entre la classe eutrophe et mésotrophe (Fig 5A). La moyenne estivale en PT dans les eaux de surface a été de 23,75 µg/L en 2022, et elle avait varié entre 23,17 et 31,25 µg/L depuis 2015, l'année 2019 étant la plus élevée. Les concentrations en phosphore sont donc légèrement à la baisse depuis 2015 dans ce lac.

Une tendance similaire a été observée dans le lac Kingsmere. Ce dernier avait été plutôt stable de 2013 à 2017. Depuis 2018, la moyenne estivale en PT des eaux de surface a diminué pour atteindre 4,35 µg/L en 2019; 5,30 µg/L en 2020; 6,13 µg/L en 2021; puis 4,92 µg/L en 2022, des valeurs inférieures à toutes les moyennes estivales mesurées depuis le début du programme H₂O Chelsea. Le lac Kingsmere est demeuré à des concentrations correspondant à un niveau oligo-mésotrophe en 2013 – 2017, puis un niveau oligotrophe en 2018 - 2022.

Le lac Meech avait connu une augmentation de sa moyenne estivale en PT en 2018, qui a ensuite légèrement diminué en 2019 – 2021 pour atteindre des concentrations semblables à ce qui avait été mesuré de 2015 à 2017. En 2022, la moyenne estivale fut de 4,75 µg/L, contre 4,01 µg/L en 2021 et 6,00 µg/L en 2020. La moyenne du lac Meech de la dernière année d'échantillonnage correspond à un niveau oligotrophe, les concentrations en phosphore sont très basses, ce qui indique un lac en bonne santé pour cette variable.

Les concentrations en phosphore sont mesurées dans toute la colonne d'eau dans les trois lacs d'étude. Le lac Meech semble subir un relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des variables étudiés et

des concepts clés »). Cette tendance est observée historiquement et en 2022. Les concentrations en phosphore hypolimnétiques avaient été parmi les valeurs les plus élevées enregistrées en 2021 (240 µg/L en octobre), 2019 (250 µg/L en octobre) et 2016 (200 µg/L en octobre). En 2022, la mesure hypolimnétique la plus élevée était de 41 µg/L, soit en septembre à une profondeur de 20 m. Ce relargage est probablement lié aux faibles concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Fig 4 D). Bien que commune dans les lacs profonds en Amérique du Nord, cette situation demeure préoccupante, car le relargage peut augmenter de manière significative les apports en phosphore et peut ainsi contribuer à l'eutrophisation, de même que stimuler la prolifération d'algues, de macrophytes ou de cyanobactéries. Cependant, les concentrations en phosphore épilimnétique demeurent basses et correspondent à un niveau oligotrophe. Il semble donc que le phosphore relargué par les sédiments n'atteint pas l'épilimnion.

De manière similaire au lac Meech, bien que moins prononcée, le lac Mountains a également obtenu des mesures en PT plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion. Tout comme pour le lac Meech, cette tendance est probablement en lien avec les faibles concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Fig 4 D). Le phosphore relargué par les sédiments peut contribuer à l'eutrophisation du lac en contribuant aux apports en phosphore. Après avoir connu des concentrations hypolimnétiques très élevées de 2017 à 2019 (310 µg/L en août 2018; 170 µg/L en septembre 2017 et 160 µg/L septembre 2019), les valeurs maximales avaient diminué en 2020-2021 (34 µg/L en juillet 2020 et 57 µg/L en juin 2021), puis ont remonté en 2022 (120 µg/L en juillet, ce qui également l'échantillonnage où l'oxygène dissous était le plus bas). Les moments de l'année où les concentrations en PT sont les plus élevées sont inconstants à travers les années, les données indiquent que cela se produit autant en début d'été qu'en fin de saison.

Pour ce qui est du lac Kingsmere, les concentrations en PT ont été semblables, voir inférieures aux années antérieures. Les teneurs sont également plus constantes dans la colonne d'eau que dans les deux autres lacs. Ce lac ne semble donc pas expérimenter de relargage par les sédiments. Les valeurs en PT hypolimnétiques ont varié entre 6,2 et 16,0 µg/L en 2017, entre 11 et 15 µg/L en 2018; entre 12 et 15 µg/L; entre 6 et 13 µg/L en 2020; entre 5,6 et 13 µg/L en 2021; puis entre

4,7 et 13 µg/L en 2022. Le fait que toute la colonne d'eau soit bien oxygénée contribue certainement à éviter un relargage de phosphore par les sédiments.

Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes épilimnétiques en azote Kjeldahl total (NKT) ont légèrement diminué depuis 2018 comparativement aux quatre années précédentes dans les trois lacs échantillonnés, avec quelques fluctuations à la hausse dans le lac Mountains (Fig 6). En 2022, dans le lac Mountains, la moyenne en NKT épilimnétique était de 0,52 mg/L avec des mesures entre 0,025 (sous la limite de détection) et 0,88 mg/L. Les moyennes de 2020 et 2021 avaient été de 0,69 mg/L et de 0,80 mg/L, respectivement. Si le lac Mountains correspondait à la catégorie eutrophe en 2015 – 2017, ce dernier correspondait plutôt à la catégorie mésotrophe – eutrophe en 2018 – 2022 (mis à part une augmentation en 2021), ce qui représente une amélioration pour ce lac. Pour ce qui est du lac Kingsmere, ses valeurs moyennes en NKT concordaient avec la catégorie mésotrophe en 2016 et 2017 et 2021, alors que la diminution en 2018 – 2022 correspond davantage à la catégorie mésotrophe – oligotrophe. La concentration épilimnétique moyenne était de 0,29 mg/L en 2020; 0,45 mg/L en 2021 et 0,30 mg/L en 2022.

La diminution en azote a également été observée au lac Meech, avec une moyenne de 0,21 mg/L (0,06 – 0,36 mg/L) en 2022, contre 0,38 mg/L (0,025 – 0,96 mg/L) en 2021 et 0,28 mg/L (0,15 – 0,52 mg/L) en 2020. Les années 2015 à 2018 avaient connu des moyennes plus élevées en azote total, variant entre 0,35 et 0,62 mg/L. Depuis 2019, les concentrations en NKT correspondent à un niveau oligotrophe (sauf une exception en 2021).

Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* dans l'épilimnion avaient diminué dans le lac Mountains au cours de 2015 à 2017, après un pic en 2015 de 20,35 µg/L, puis sont demeurées relativement stables de 2018 à 2020, demeurant entre 8,11 et 8,22 µg/L durant cet intervalle. En 2021 et 2022, les concentrations ont à nouveau augmenté, correspondant à un niveau eutrophe avec des concentrations moyennes de 15,88 µg/L (5 – 38 µg/L) et 15,55 µg/L (4,6 – 46 µg/L), respectivement. Selon les catégories du MELCCFP, les teneurs en chlorophylle *a* correspondaient à une classe eutrophe de 2013 à 2016 et 2021-2022, mésotrophe en 2017 et 2020 (Fig 7 A).

Dans le lac Kingsmere, les concentrations en chlorophylle *a* avaient fluctué, tout en restant dans la catégorie oligotrophe, de 2010 à 2020. En 2021 et 2022, la moyenne estivale a augmenté à un niveau supérieur à toutes les moyennes estivales depuis 2010 (4,3 et 4,08 µg/L, respectivement), ce qui correspond à la catégorie mésotrophe, alors que le lac était dans la catégorie oligotrophe de 2010 à 2019. Cette situation est à surveiller.

Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en chlorophylle *a* indiquent un niveau oligotrophe depuis 2011, tout comme les valeurs de phosphore total. Les concentrations de ce pigment avaient été plus élevées de 2005 à 2010 et suggéraient plutôt un niveau mésotrophe. En 2021 et 2022, les moyennes estivales ont légèrement augmenté (1,56 et 1,88 µg/L, respectivement), mais correspondent toujours à la catégorie oligotrophe.

Coliformes fécaux

Le lac Mountains avait connu une augmentation des coliformes fécaux de 2014 à 2017, avec un sommet en 2017 (moyenne de 92,2 UFC/100 ml). Les moyennes estivales ont ensuite diminué de 2017 à 2019, pour se stabiliser autour de 12 UFC/100 ml en 2019 et 2020, ce qui correspond à une excellente qualité de l'eau (Fig 8). Après plusieurs années d'augmentation, cet important paramètre de la qualité de l'eau s'était donc heureusement amélioré de 2017 à 2020. En 2021 et 2022, la moyenne estivale a à nouveau légèrement augmenté (22,2 et 28,33 UFC/100 ml, respectivement), ce qui correspond à une bonne qualité de l'eau.

Au lac Kingsmere, les coliformes fécaux sont très peu abondants depuis 2012, avec une seule année avec une forte abondance (2016 : 35 UFC/100 ml). Les moyennes estivales étaient stables de 2018 à 2022 (entre 2,66 et 4,40 UFC/100 ml), à l'exception d'une moyenne plus élevée en 2021 (10,75 UFC/100 ml), ce qui correspond à une excellente qualité de l'eau.

Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en coliformes fécaux sont demeurées très stables depuis le début du programme H₂O Chelsea en 2003 et sont toujours demeurées dans la catégorie de qualité de l'eau « excellente ». Étrangement, la moyenne de 2021 était nettement supérieure aux autres années (9,4 UFC/100 ml). Cette année-là, un seul résultat avait élevé (82 UFC/100 ml,

en juillet) alors que les autres mesures étaient de 1 ou 2 UFC/100 ml. Il est probable que l'échantillon de juillet était contaminé, ou représentait un événement très ponctuel et rare au lac Meech. Mis à part l'année 2021, les concentrations ont varié entre la limite de détection et 2,8 UFC/100 ml. En 2022, la moyenne estivale était de 1,42 UFC/100 ml; similaires aux années antérieures (1,75 UFC/100 ml 2020, 1,3 UFC/100 ml en 2019 et 2,2 UFC/100 ml en 2018).

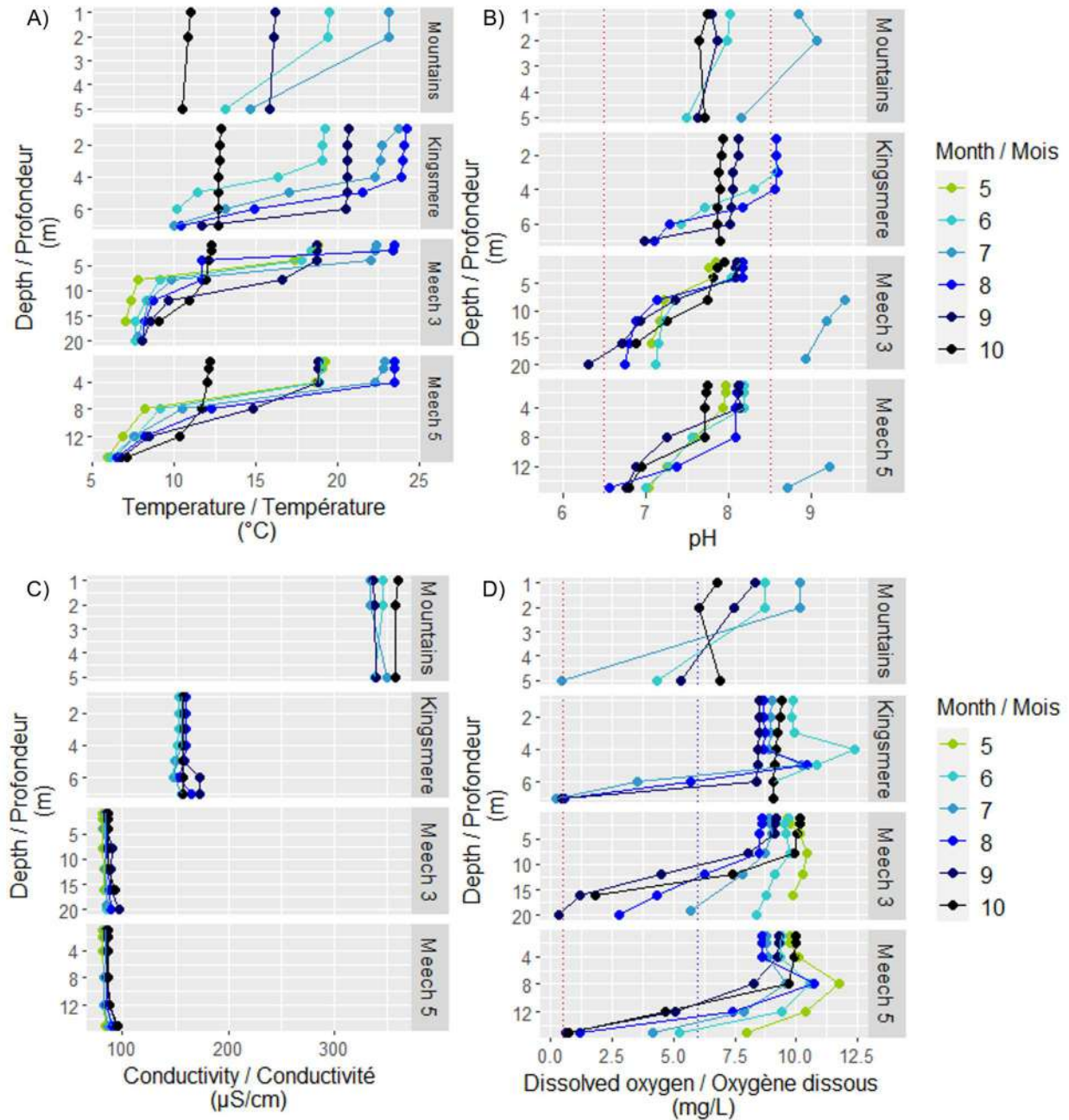


Figure 4 Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétique; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) oxygène dissous (la ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue représente le seuil de protection pour la vie aquatique) dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de juin à octobre 2022.

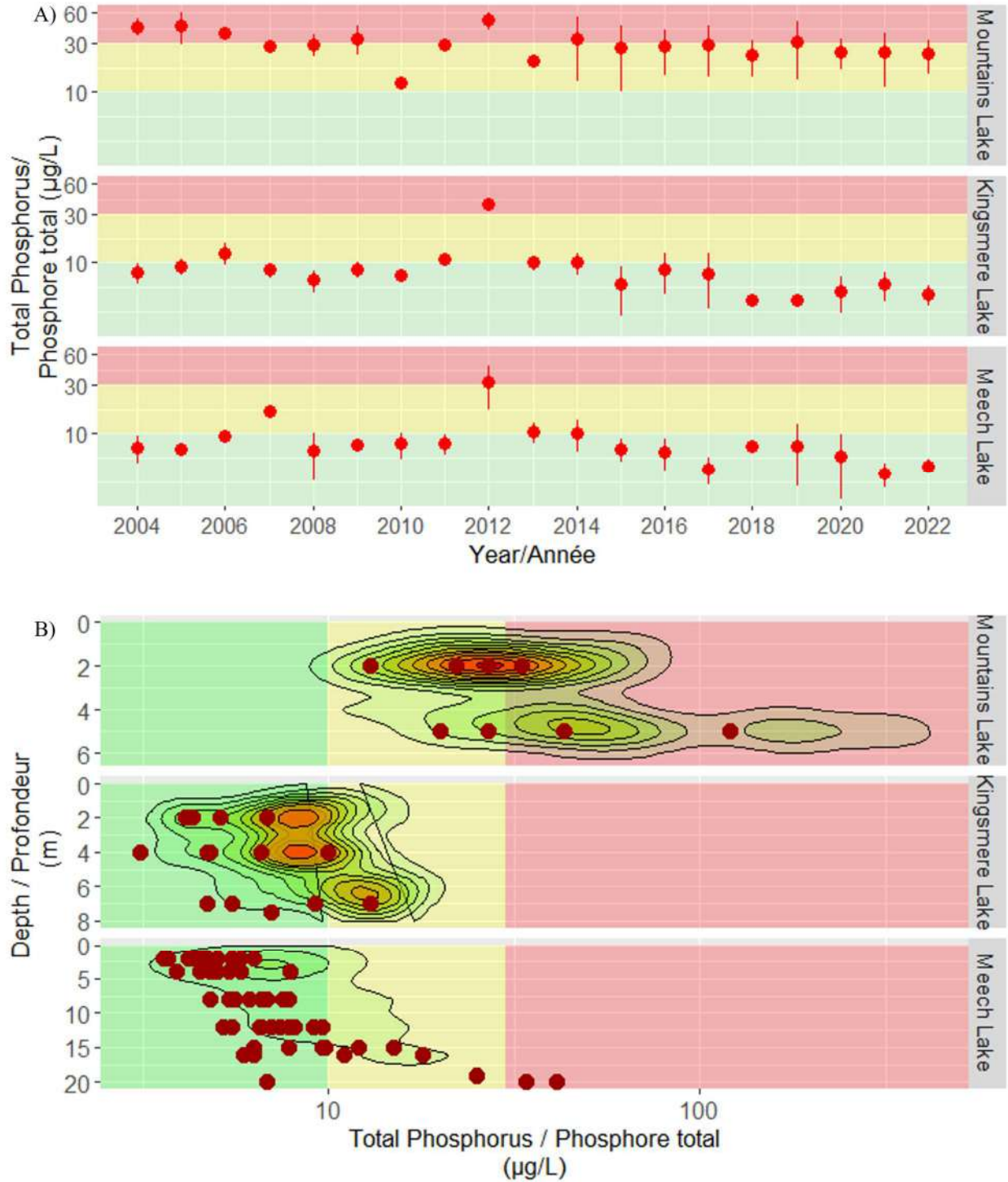


Figure 5 A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2022 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2022 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe ($<10 \mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe ($10 \text{ à } 30 \mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 30 \mu\text{g/L}$).



Figure 6 Moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) dans les eaux de surface des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de 2004 à 2022. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ($<0,35$ mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 0,65$ μ g/L).



Figure 5 Moyennes des concentrations en chlorophylle a (\pm écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau des lacs Mountains, Kingsmere et Meech de 2004 à 2022. La zone verte indique un niveau de chlorophylle a correspondant à un niveau oligotrophe ($<3 \mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à $8 \mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 8 \mu\text{g/L}$).



Figure 6 Moyennes des coliformes fécaux (\pm écart-type) de 2003 à 2022 dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml).

Lac Mountains et ruisseau Hayworth

Résumé

Le lac Mountains est classifié de méso-eutrophe selon ses concentrations en phosphore total, en chlorophylle *a* et sa transparence. Ses concentrations en nutriments, notamment en phosphore et en azote, sont supérieures aux deux autres lacs d'étude. On note une légère diminution des concentrations en phosphore total de 2004 à 2010, suivi d'une augmentation de 2010 à 2012; d'une stabilité entre 2014 et 2017 à la limite entre les classes mésotrophe et eutrophe, puis d'une légère diminution en 2018 à 2022. Comme les concentrations en phosphore sont souvent plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion durant une partie de la saison estivale, il semble y avoir un relargage de phosphore par les sédiments. Après une diminution de l'azote Kjeldahl total en 2018, les concentrations de ce nutriment avaient à nouveau augmenté en 2019-2021 (catégorie eutrophe), puis ont diminué à un niveau mésotrophe en 2022. La conductivité est particulièrement élevée dans le lac Mountains par rapport aux lacs Kingsmere et Meech, probablement parce que celui-ci reçoit de grandes quantités de sel de déglacage en raison du plus grand nombre de routes près de ses rives et dans son bassin versant. Aussi, il est important de noter qu'il est fort probable que le lac Mountains reçoive davantage de nutriments et de matières en suspension de son bassin versant en comparaison aux deux autres lacs d'étude, car ce dernier est constitué en grande partie de zones urbaines et périurbaines (Fig 2), alors que les bassins versants des lac Kingsmere et Meech sont principalement dans le parc de la Gatineau, comprenant ainsi moins de perturbations humaines. Le lac Mountains et la majorité de son bassin versant sont situés dans les Basses Terres du Saint-Laurent (tableau 2), ce qui contribue probablement à augmenter l'apport en nutriments et en sédiments. Aussi, compte tenu de son assez petite superficie et de sa faible profondeur (tableau 2), le lac Mountains a une plus faible capacité de dilution.

Le lac Mountains suit le patron typique des lacs en régions tempérées avec deux brassages saisonniers, soit un au printemps (mai) et un à l'automne (octobre), puis une stratification qui s'installe à la fin mai. La thermocline semble se situer autour d'une profondeur de 3 m. Les températures de l'eau pour tous les mois étaient inférieures aux années antérieures, suggérant un été un peu plus frais que les années précédentes. Au cours de l'été 2022, les valeurs de pH n'ont pas atteint les seuil critiques pour les activités récréatives et l'esthétisme, alors que cela était

souvent le cas de 2016 à 2020. Les valeurs mesurées dans le lac lors de l'échantillonnage en juillet étaient anormalement élevées ($\text{pH} > 10$) et ont été retirées des analyses car ces résultats sont pratiquement impossibles dans un tel lac. Les concentrations en oxygène dissous dans le lac Mountains ont été comparables en 2022 par rapport aux années précédentes, avec des niveaux suffisants pour offrir un milieu sain pour la faune aquatique. Le seuil d'anoxie a seulement été atteint une fois en juillet, ce qui est courant. La moyenne estivale de coliformes fécaux avait diminué de 2017 à 2019, avait demeuré stable en 2019-2020, puis a légèrement augmenté à nouveau en 2021-2022 tout en demeurant dans les valeurs de bonne qualité de l'eau.

Le ruisseau Hayworth semble contribuer occasionnellement à l'apport en phosphore et en matières en suspension dans le lac Mountains.

Température

Lors du premier échantillonnage du lac Mountains en 2022, soit en juin, la stratification thermique s'était déjà installée, tout comme lors des années précédentes (Fig 9). La température de l'eau était inférieure aux années précédentes avec 19°C à la surface et $13,1^{\circ}\text{C}$ à la profondeur de 5 m. Pour une majorité de lacs dans la région, la stratification s'installe normalement entre la mi-avril et la mi-mai. Lors de l'échantillonnage en septembre 2022, soit le 25 septembre, la colonne d'eau était isotherme à $\sim 16^{\circ}\text{C}$ alors que, lors de certaines années, la stratification thermique était encore bien présente, tel qu'en 2017 par exemple, alors que les eaux de surface étaient à 23°C . Les températures mesurées en septembre 2022 étaient aussi basses comparativement aux années précédentes, de même qu'en octobre alors que la colonne d'eau était isotherme à $\sim 10,5^{\circ}\text{C}$. Le lac Mountains semble donc suivre le patron typique des lacs tempérés, avec un brassage des eaux au printemps et un à l'automne (lac dimictique). Les profils de température du lac Mountains suggère que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 3 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 3 à 4 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 4 m.

pH

Historiquement, le lac Mountains a généralement un pH un peu plus élevé (alcalin) que les lacs Kingsmere et Meech, alors qu'en 2022, les valeurs de pH pour tous les lacs étaient très

semblables (Fig 4). En 2022, les valeurs ont varié de 7,5 à 8,02 pour l'ensemble de la colonne d'eau du lac Kingsmere. Les seuils supérieurs et inférieurs pour la protection des activités récréatives et l'esthétique n'a pas été franchi, alors que cela est souvent le cas d'une à deux fois par été, ce qui constitue une amélioration de la qualité de l'eau pour ce paramètre. À noter que les valeurs mesurées en juillet ont été retirées pour les analyses car elles étaient d'environ 10, ce qui est pratiquement impossible pour un tel lac. Ces valeurs relèvent probablement d'une erreur de calibration ou d'un problème technique avec la sonde.

Oxygène dissous

Le profil d'oxygène dissous (OD) montrait une stratification lors du premier échantillonnage de l'été 2022, au mois de juin (Fig 11), comme c'est le cas dans une majorité de lacs de la région. À cette date, la concentration en OD à 5 m de profondeur était bien supérieure au seuil de l'anoxie, avec 4,35 mg/L. Plusieurs mesures prises au mois de juin durant les années précédentes frôlaient déjà ce seuil, tel que c'était le cas en 2016, 2017 et 2018. En juillet et septembre 2022, la concentration en OD des eaux de surface était parmi les plus élevées avec 10,15 mg/L et 8,34 mg/L, respectivement. Les seules mesures qui atteignent le seuil de protection de la vie aquatique sont à la profondeur de 5 m, ce qui est normal dans les eaux profondes d'un lac. Cette situation représente une amélioration par rapport à l'année 2020, lors que laquelle les concentrations en OD avaient été basses. Les données suggèrent un brassage en octobre, alors que la température était isotherme à $\sim 10,5^{\circ}\text{C}$, car l'oxygène dissous à la profondeur de 5 m était élevé et semblable à la surface lors de cet échantillonnage. La colonne d'eau était aussi isotherme en septembre, mais le profil d'OD montre que le brassage n'avait pas encore eu lieu (l'hypolimnion avait encore une concentration en OD nettement supérieure à l'épilimnion). Le brassage permet une redistribution uniforme de l'OD et des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.

Phosphore total

Les valeurs en phosphore total (PT) sont relativement élevées dans le lac Mountains et correspondent à la catégorie eutrophe-mésotrophe (voir « Niveau trophique » dans la section « Description des variables étudiés et des concepts clés »), bien qu'elles avaient légèrement diminué en 2018. À l'été 2022, les valeurs mesurées se situaient entre 13 et 33 $\mu\text{g/L}$ avec une

moyenne de 23,75 µg/L pour les eaux de surface à l'été 2020, contre 24,5 µg/L (13 – 42 µg/L) en 2021; 25,2 µg/L (16 – 38 µg/L) en 2020 et 31,25 µg/L (18,0 - 57,0 µg/L) en 2019 (Fig 5). Les concentrations en phosphore se sont donc améliorées au cours des dernières années, bien qu'elles demeurent relativement élevées. Pour ce qui est de la distribution de ce nutriment dans la colonne d'eau, les concentrations étaient plutôt dans la moyenne des années précédentes de juin à août 2022, puis légèrement inférieures à la moyenne à la profondeur de 5 m en septembre et en octobre (Fig 12 A). La concentration mesurée dans l'hypolimnion la plus élevée en 2022 était de 120 µg/L en juillet alors que la plus faible était de 20 µg/L en octobre. Bien que la moyenne en 2022, tout comme lors des années précédentes, soit supérieure aux deux autres lacs d'étude, on note une légère tendance à la diminution des concentrations en PT dans le lac Mountains au cours de la période 2004 – 2014, avec une certaine stabilité au cours des années 2014 – 2017, suivi d'une légère diminution depuis 2018.

En 2022, les concentrations en PT ont été plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion en juin, juillet et septembre, ce qui suggère un certain relargage par les sédiments en période estivale. Cette situation a fréquemment été observée dans le passé, notamment durant tous les échantillonnages de 2018, puis en juin et juillet 2020.

Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes en azote Kjeldahl total (NKT) étaient demeurées plutôt stables dans le lac Mountains de 2018 à 2020, après des concentrations relativement élevées en 2017, 2016 et en 2015 (niveau eutrophe) (Fig 6). La concentration moyenne a augmenté en 2021, pour redescendre à un niveau mésotrophe en 2022, avec 0,52 mg/L de moyenne estivale dans les eaux de surface. Dans les eaux de surface, les teneurs en NKT étaient supérieures à la moyenne des années précédentes en juin et en septembre, mais inférieures aux années précédentes en juillet et octobre (Fig 12 B). Pour ce qui est de l'hypolimnion, les concentrations étaient semblables aux années précédentes lors de tous les échantillonnages. La moyenne en NKT pour les eaux de surface était de 0,52 mg/L (0,025 – 0,88 mg/L); contre 0,80 mg/L en 2021 (0,45 – 1,4 mg/L) et 0,69 mg/L en 2020 (0,38 -0,94 mg/L).

Bien que le phosphore soit généralement considéré comme le facteur limitant dans les lacs, plusieurs chercheurs estiment que l'azote peut également contribuer à l'eutrophisation (ex : Carpenter *et al.*, 1998; Winter *et al.*, 2002), menant entre autres à des efflorescences de cyanobactéries, la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et la diminution des concentrations en oxygène dissous. Les sources d'azote sont beaucoup plus nombreuses que celles de phosphore, mais on compte notamment les engrais et fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Il serait donc avisé de continuer à surveiller les concentrations en azote au lac Mountains afin de prévenir des effets négatifs.

Chlorophylle *a*

Après une diminution dans les concentrations épilimnétiques moyennes en chlorophylle *a* de 2015 à 2017 dans le lac Mountains, la moyenne estivale était demeurée relativement stable de 2017 à 2020, puis a augmenté de nouveau en 2021-2022 (Fig 7). De 2017 à 2020, les concentrations moyennes se situaient à la limite des catégories mésotrophe et eutrophe; alors qu'elles sont dans la catégorie eutrophe en 2021 et 2022. Les concentrations en chlorophylle *a* aux profondeurs de 2 et de 4 m ont été similaires aux années précédentes en juin, juillet et octobre 2022 (Fig 12 C). Un résultat très élevé a été observé en septembre, avec 46 µg/L à la profondeur de 2 m. Une telle concentration est surprenante, quoique possible. Les autres valeurs les plus élevées dans ce lac sont de 64 µg/L en 2015 et 38 µg/L en 2021. Les autres échantillonnages en 2022 étaient tous <10 µg/L, toutes profondeurs confondues. La moyenne estivale en 2022, pour les eaux de surface, était de 15,55 µg/L (4,6 - 46 µg/L). Les concentrations dans l'hypolimnion étaient relativement faibles, variant entre 2,4 et 9,7 µg/L.

Coliformes fécaux

Dans le lac Mountains, les concentrations moyennes annuelles en coliformes fécaux ont correspondu à une qualité d'eau « excellente » (< 20 UFC/100 ml) dans la majorité des années entre 2003 et 2015 et en 2019 - 2020. Les concentrations annuelles ont atteint sept fois une « bonne » qualité de l'eau depuis le début du programme H₂O Chelsea (20 à 100 UFC/100 ml), soit en 2008 (99 UFC/100 ml); en 2011 (31 UFC/100 ml); en 2016 (36 UFC/100 ml); en 2017 (93 UFC/100 ml); puis en 2021 (22 UFC/100 ml) et 2022 (28 UFC/100 ml) (Fig 8). Il est toutefois à noter que 450 UFC/100 ml avaient été dénombrés en septembre 2008, alors que toutes

les autres mesures étaient inférieures à 20 UFC/100 ml pour la même année. Il est donc possible que cet échantillon avait été contaminé, ou qu'il reflétait un événement hors de l'ordinaire, tel qu'un déversement accidentel d'eaux usées. En 2019 et 2020, la quantité de coliformes fécaux avait diminué pour atteindre des moyennes estivales de 11,5 UFC/100 ml et de 12,8 UFC/100 ml, respectivement. Bien que la situation se soit améliorée dans les deux dernières années, il est souhaitable de continuer de suivre cette situation au cours des prochaines années et d'identifier les sources potentielles de coliformes fécaux au lac Mountains afin de prévenir une dégradation de qualité de l'eau.

Niveau trophique

Le lac Mountains est considéré méso-eutrophe selon le système de classification du MELCCFP, qui est basé sur les concentrations moyennes annuelles en phosphore total, en chlorophylle *a* et sur la transparence (Fig 13). Le niveau trophique en 2022 était similaire aux trois années antérieures, bien que l'on note à la fois une diminution du phosphore total et une augmentation de la chlorophylle *a*. La transparence s'est améliorée et a atteint une moyenne de 3,7 m en 2022, alors qu'elle se situait entre 2,1 et 3,1 m au cours des cinq années précédentes. La transparence varie cependant grandement selon des facteurs autres que la biomasse contenue dans le lac, tel que la présence de sédiments en suspension suite à une forte pluie par exemple.

Influence du ruisseau Hayworth – nutriments (phosphore total et azote Kjeldahl total):

Dans le but de déterminer si le terrain de golf situé sur le chemin de la Montagne affecte la qualité de l'eau dans le lac Mountains, deux sites d'échantillonnage sur le ruisseau Hayworth qui avaient été échantillonnés entre 2004 et 2008 ont été visités à nouveau depuis 2015, soit les sites H1 (en amont du terrain de golf) et H2 (en aval du terrain de golf). Ce ruisseau est tributaire du lac Mountains. La figure 14 A suggère que le terrain de golf représente un apport fréquent de phosphore vers le lac Mountains, particulièrement à partir du mois de juillet. Deux échantillonnages particuliers, soit en juillet 2015 et en septembre 2016, indiquaient une concentration en phosphore nettement plus élevée au site H2 qu'au site H1, atteignant 410 et 290 µg/L, respectivement. Une explication possible serait, par exemple, un épisode d'épandage de fertilisant du terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore vers le ruisseau Hayworth. Si les concentrations en phosphore au site H2

étaient plus élevées en juillet 2015 que ce qui avait été mesuré dans le passé, les concentrations dans le lac Mountains sont demeurées relativement faibles, soit 17 µg/L (mésotrophe), alors qu'elles étaient de 16 µg/L le mois précédent. Il ne semble donc pas que le phosphore contenu dans le ruisseau Hayworth à cette date ait été suffisant pour augmenter les concentrations de ce nutriment dans le lac. À l'inverse, en septembre 2016, la concentration en phosphore dans le lac Mountains était de 46 µg/L (eutrophe), contre 28 µg/L le mois précédent (mésotrophe). Il semble donc que les hautes teneurs en phosphore au site H2 en septembre 2016 aient pu contribuer à augmenter les concentrations de ce nutriment dans le lac Mountains.

À l'été 2022, les concentrations en PT ont été légèrement inférieures dans le lac Mountains que dans les deux sites du ruisseau Hayworth en juin et en septembre (Fig 14 A). En juillet, les concentrations au site H1 (21 µg/L) étaient semblables au lac Mountains (22 µg/L), alors que la concentration au site H2 étaient supérieure (28 µg/L). Aucun échantillonnage en 2022 n'a obtenu des concentrations en PT plus élevées dans le lac que dans le ruisseau, comme cela avait été le cas en 2020 notamment. La moyenne de phosphore estivale 2022 était de 36 µg/L au site H1 (13 – 65 µg/L), de 25 µg/L au site H2 (22 – 28 µg/L), puis de 23,7 µg/L au site BL2. Bien que la plupart des années précédentes montraient des signes évidents que le terrain de golf apporte du phosphore au lac Mountains (les concentrations augmentaient du site H1 vers le site H2), cette tendance est moins présente en 2022. À noter toutefois qu'aucun échantillonnage n'a eu lieu en août, et que nous n'avons pas de résultat pour le site H2 en septembre.

Le ruisseau Hayworth ne semble apporter qu'occasionnellement d'importantes quantités d'azote vers lac Mountains (Fig 14 B). Les données historiques montrent que les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) diminuent généralement du site H1 vers le site H2 en juin et en septembre. Cette situation s'est répétée pour ces deux mois de 2017 à 2022. En juin 2022, la concentration en NKT était de 0,69 mg/L au site H1; de 0,47 mg/L au site H2, puis de 0,53 mg/L dans le lac Mountains (BL2). En juillet, certaines années sont marquées d'une concentration en NKT plus élevée au site H2, tel qu'il fut le cas en 2014, 2016 et 2017, mais en juillet 2022, la tendance était la même en juillet qu'en juin, en plus prononcé. La concentration en NKT était de 1,1 mg/L au site H1; de 0,29 mg/L au site H2, puis sous la limite de détection dans le lac Mountains (BL2). Généralement, la différence des teneurs en NKT aux sites H1 et H2 est faible au mois d'août,

mais nous n'avons pas de résultat en 2022. En 2022, les moyennes estivales entre les trois sites étaient similaires entre elles, et même légèrement faibles par rapport aux années précédentes, avec une concentration de 0,73 mg/L au site H1; de 0,38 mg/L au site H2; puis de 0,52 mg/L au site BL2 du lac Mountains.

Hormis les épisodes ponctuels mentionnés ci-haut, il ne semble pas y avoir de tendance claire ou constante quant aux concentrations d'azote dans le ruisseau Hayworth et celles dans le lac Mountains. Pour ce qui est du phosphore, le ruisseau Hayworth semble apporter du phosphore au lac Mountains, mais pas de manière constante et continue.

Influence du ruisseau Hayworth - matières en suspension et coliformes fécaux

Il est difficile de déterminer si le ruisseau Hayworth et, plus particulièrement le terrain de golf, contribuent de manière significative à l'apport de matières en suspension (MES) dans le lac Mountains (Fig 14 C). Historiquement, les concentrations en MES sont fréquemment plus hautes au site H1 qu'au site H2 et BL2, et parfois pratiquement égales entre ces sites. En juillet 2015 et en septembre 2016, il semble y avoir eu un épisode de très hautes concentrations en MES, qui était également synchronisé à un épisode de haute concentration en phosphore total (Fig 14 A). Comme mentionné ci-haut, cela pourrait être dû, par exemple, à un épandage de fertilisant au terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore et de MES vers le ruisseau Hayworth. Tout comme pour le phosphore, cette hausse ne semble pas avoir affecté les concentrations en MES dans le lac Mountains. En août 2015 et 2016, puis en juillet 2018, les concentrations en MES étaient très semblables entre les sites H1, H2 et BL2. Lors de l'année 2022, la concentration en MES était décroissante du site H1 jusqu'au site BL2 en juin et juillet. Au mois de septembre, les concentrations étaient très similaires entre les trois sites, avec 5 et 6 mg/L. Nous avons donc des indices que le ruisseau Hayworth peut apporter des matières en suspension, mais ceci est inconstant à travers les années.

Les coliformes fécaux ont été mesurés dans les sites H1, H2 et BL2 en juin et juillet 2022 (Fig 14 D). En juin 2022, les concentrations en coliformes fécaux étaient de 92, 100 et 28 UFC/100 ml aux sites H1, H2 et BL2, respectivement, ce qui correspond à une bonne qualité de l'eau. Ces résultats montrent une amélioration depuis 2020, alors que les coliformes fécaux

dénombrés avaient été plus élevés que jamais au site H1 avec 1500 UFC/100 ml, correspondant à une qualité de l'eau « médiocre » selon ce critère. Au même moment, on dénombrait 250 UFC/100 ml au site H2, ce qui correspondait à la 2^e valeur la plus élevée historiquement. Heureusement, il semble que cette situation n'ait été que temporaire.

Les coliformes fécaux ont ensuite augmenté en juillet, avec 150, 490 (qualité de l'eau médiocre) et 15 UFC/100 ml (excellente qualité de l'eau) aux sites H1, H2 et BL2. Bien que les valeurs dans le ruisseau Hayworth soient élevées, cela n'est pas supérieur aux valeurs historiques. En septembre, une erreur a eu lieu au laboratoire et seulement la bactérie E. coli a été mesurée, plutôt que tous les coliformes fécaux. Les résultats n'ont pas pu être inclus dans la figure puisqu'il ne s'agit pas de la même variable exactement, mais nous savons que les coliformes fécaux étaient très élevés au site H1, avec 3800 UFC/100 ml. Comme E coli fait partie des coliformes fécaux, le résultat des coliformes fécaux aurait donc été > 3800 UFC/100 ml, ce qui est plus élevé que tous les résultats à ce jour et est bien au-delà du seuil de qualité d'eau médiocre de 100 UFC/100 ml. Cette situation est préoccupante, car les coliformes fécaux représentent un risque important pour la santé humaine et des animaux. Heureusement, le lac Mountains ne semble pas avoir été affecté de manière importante, la concentration en E coli était de 23 UFC/100 ml, ce qui est bas.

En somme, l'année 2022 a connu une amélioration importante en juin, une légère amélioration en juillet, bien que la qualité de l'eau dans le Ruisseau Hayworth ait demeuré médiocre. Les valeurs en septembre étaient extrêmement élevées. Historiquement, les concentrations en coliformes sont très souvent élevées dans le ruisseau Ruisseau Hayworth, puis plus faibles dans le lac Mountains. Il serait donc important d'évaluer ce qui a pu causer de telles concentrations dans le ruisseau et tenter de limiter les apports en coliformes.

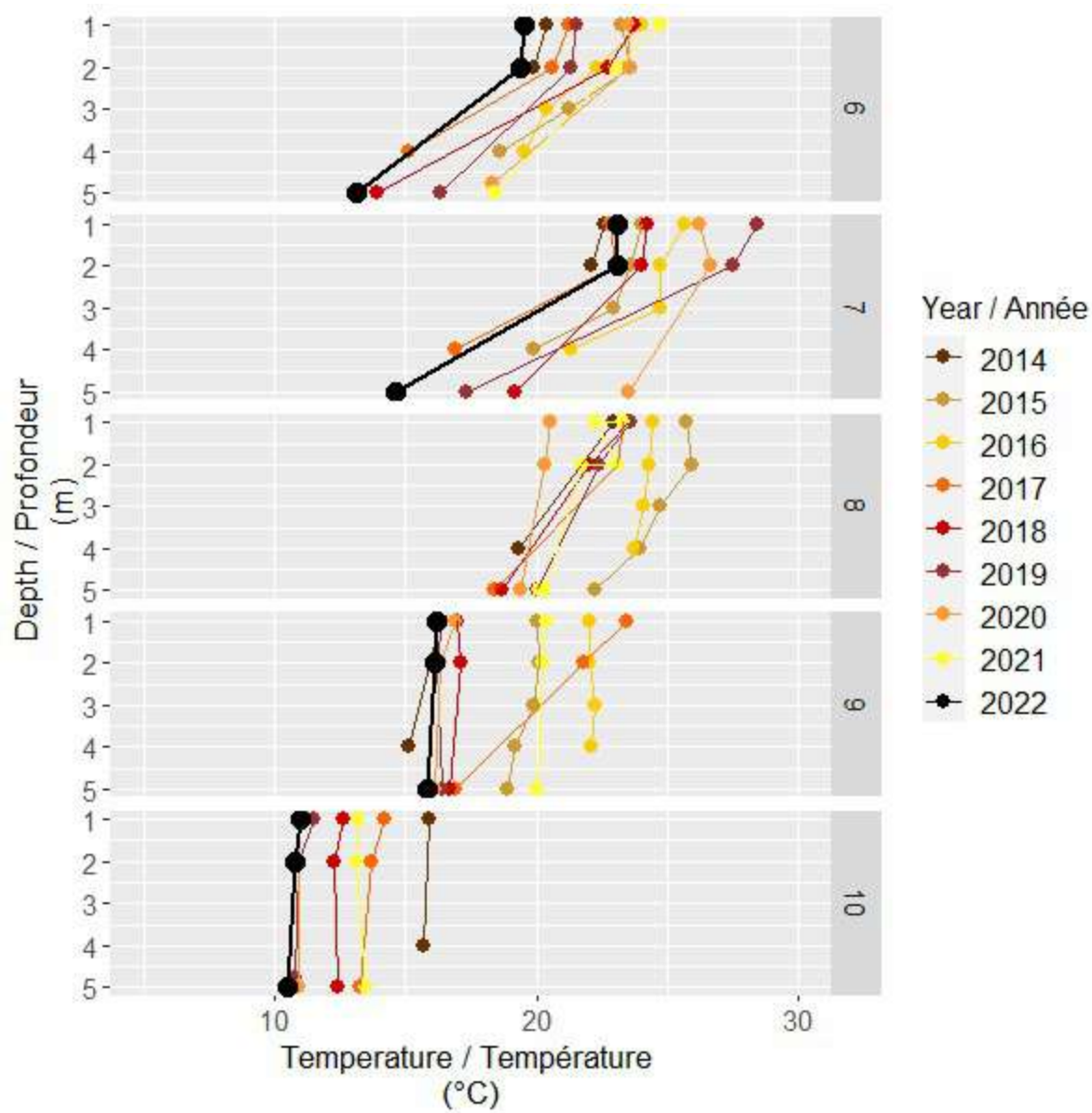


Figure 7 Profils des températures du lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

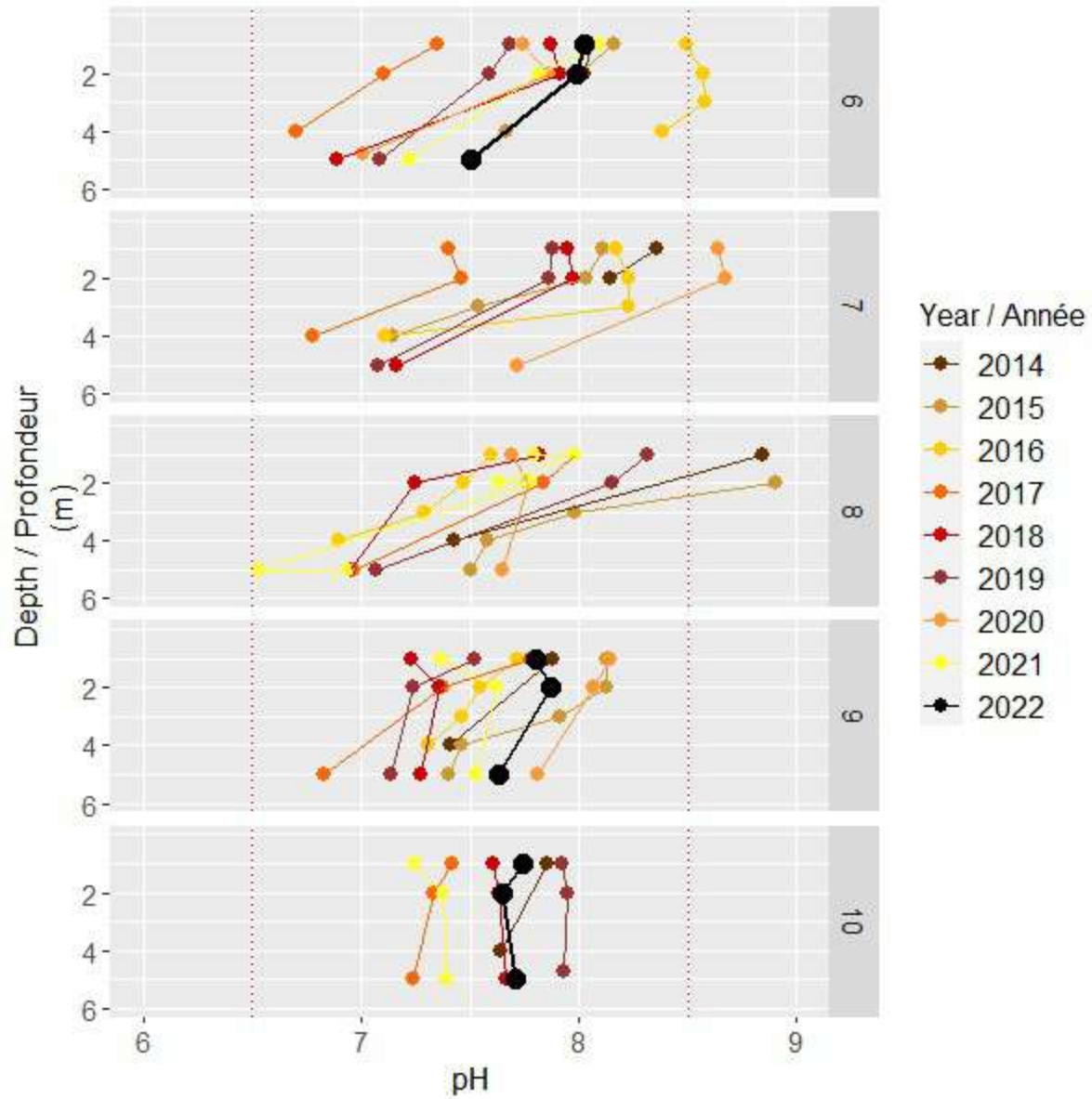


Figure 8 Profils du pH au lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0

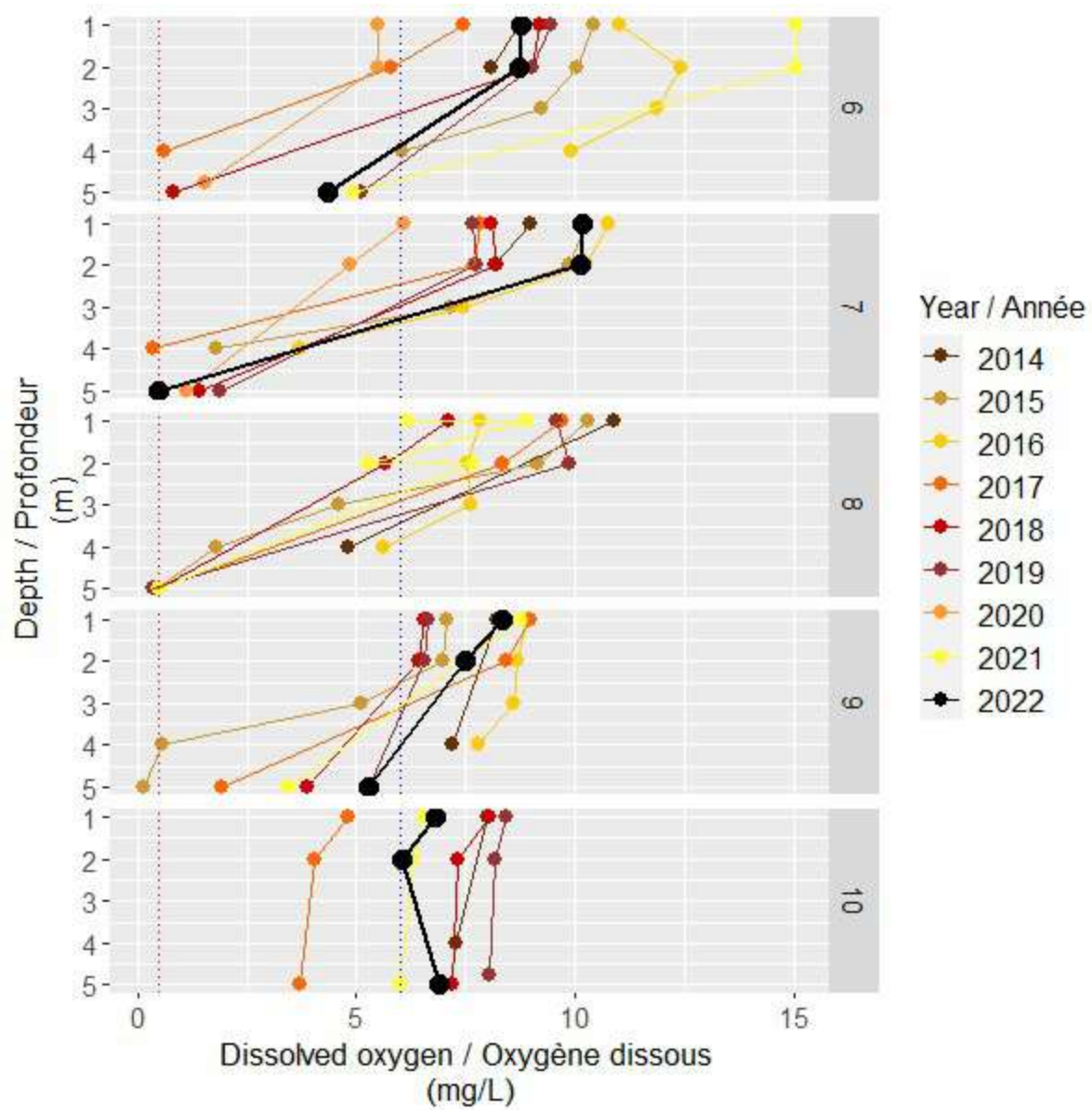


Figure 9 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

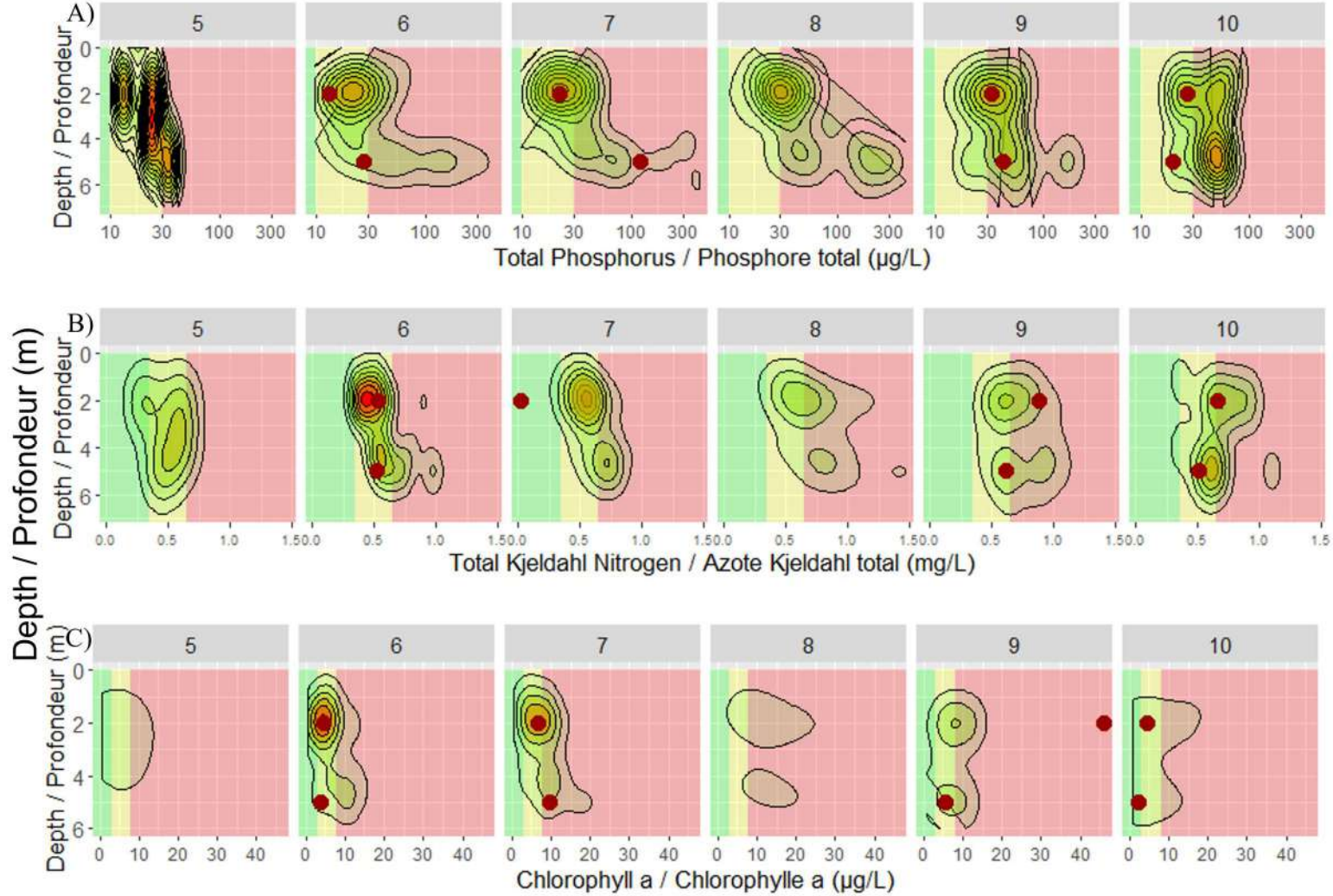


Figure 10 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Mountains. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2022 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2020. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 µg/L); les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L.

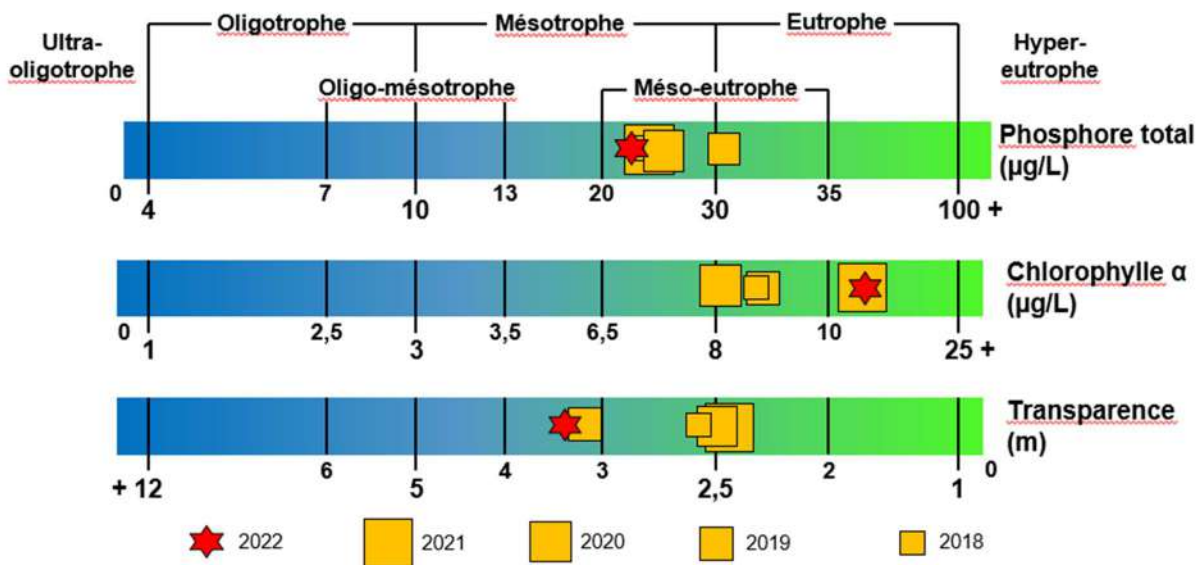
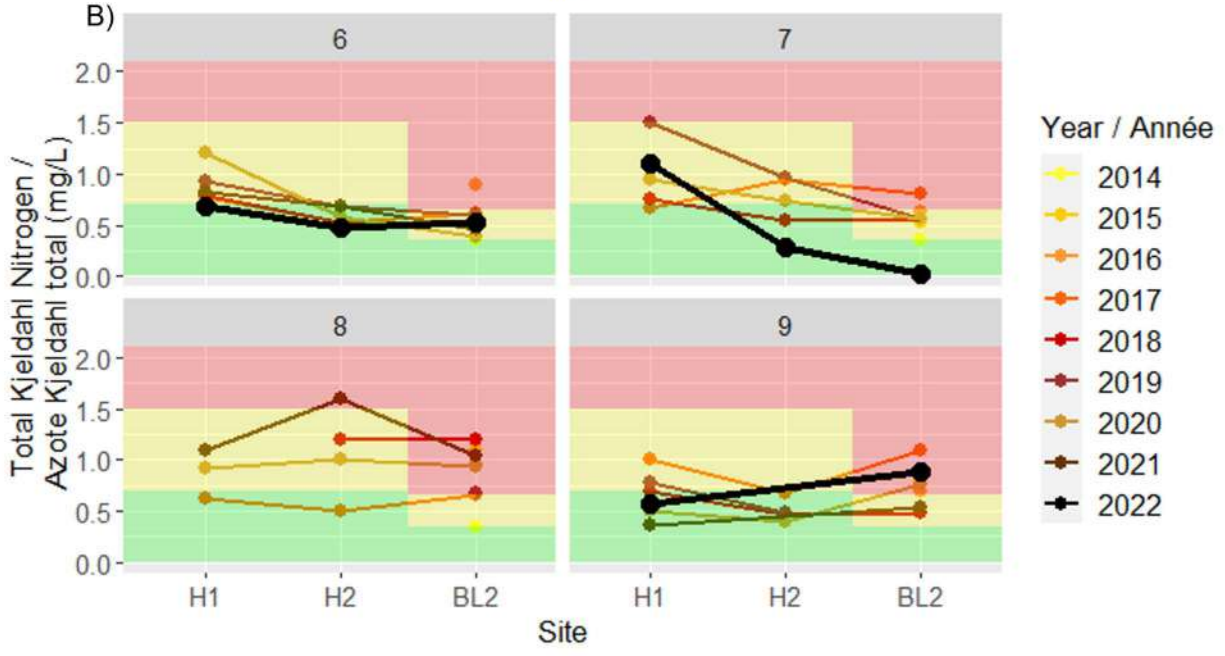
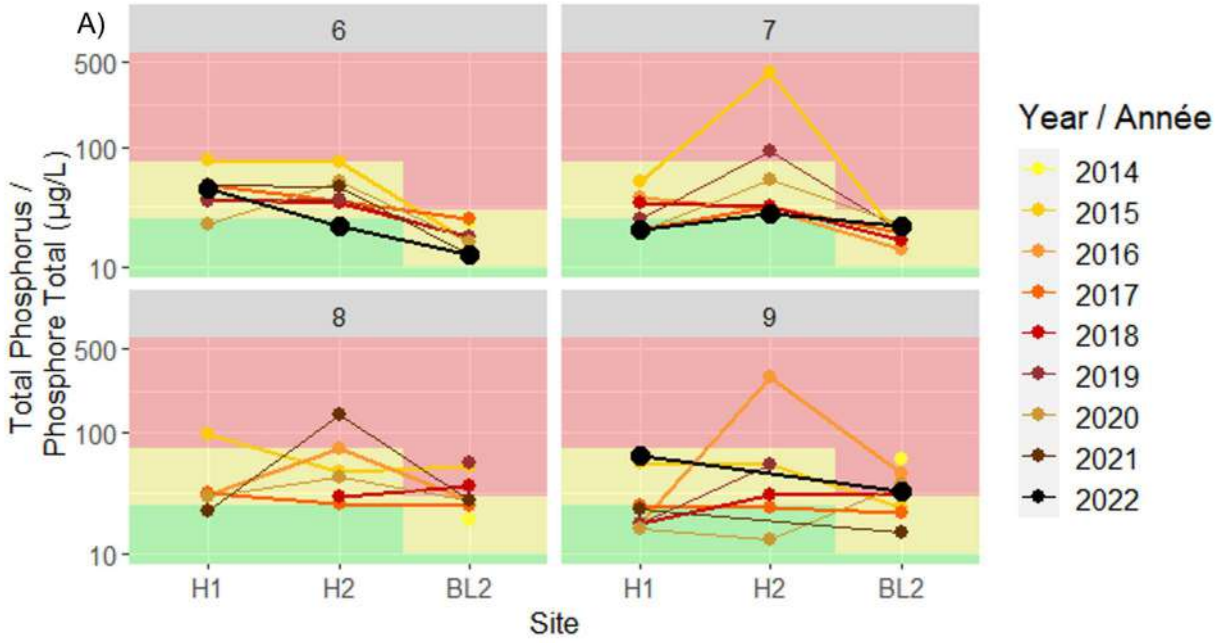


Figure 11 Niveau trophique du lac Mountains de 2018 à 2022 selon le système de classification du MELCCFP. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.



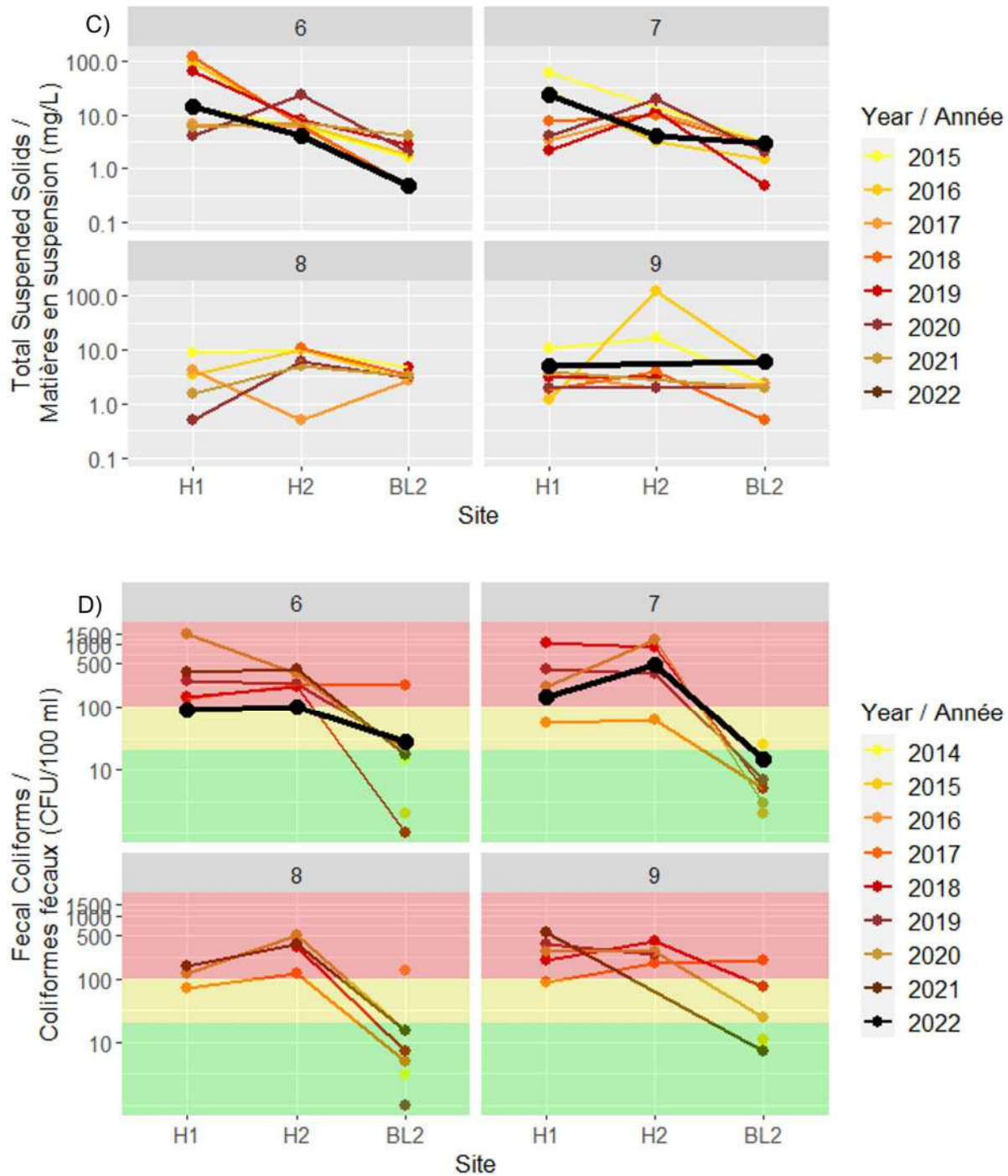


Figure 12 Concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac : $<10 \mu\text{g/L}$; cours d'eau : $<25 \mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : $10 \text{ à } 30 \mu\text{g/L}$; cours d'eau : $25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : $> 30 \mu\text{g/L}$; cours d'eau : $>75 \mu\text{g/L}$). En B) La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ($<0,35 \text{ mg/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe ($0,35 \text{ à } 0,65 \text{ mg/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 0,65 \mu\text{g/L}$). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2).

Lac Kingsmere

Résumé

Le lac Kingsmere est classifié d'oligo-mésotrophe selon le système de classification du MELCCFP. Ce dernier est également dimictique, c'est-à-dire qu'il subit deux brassages par année, comme la vaste majorité des lacs en région tempérée, et sa thermocline se situe aux alentours de 4 m. Les profils de température durant l'année 2022 ont été semblables aux années passées, quoique la colonne d'eau était un peu plus froide. Le pH de l'ensemble de la colonne d'eau à l'été 2022 était plus alcalin que dans le passé et l'eau de l'épilimnion et du métalimnion étaient juste au-dessus du seuil supérieur de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme. Les valeurs de 2022 n'ont cependant pas franchi le seuil inférieur de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme, ni le seuil de protection de la vie aquatique. Les valeurs en oxygène dissous en 2022 montraient une concentration plutôt élevée dans l'ensemble de la colonne d'eau. Seulement les couches d'eau sous 6 m de profondeur ont atteint le seuil de protection de la vie aquatique de juillet à septembre. La moyenne estivale en phosphore total des eaux de surface avait diminué en 2018, puis a légèrement oscillé depuis, tout en demeurant toujours dans la classe oligotrophe selon ce critère. Toutefois, des concentrations relativement élevées en phosphore total dans l'hypolimnion suggèrent des épisodes de relargage par les sédiments associés avec les périodes d'hypoxie dans l'hypolimnion. L'azote Kjeldahl total dans les eaux de surface a diminué constamment depuis 2017, après une hausse progressive de 2014 à 2017, atteignant des niveaux parmi les plus bas en 2020 et 2022 depuis le début du programme H₂O Chelsea. Tout comme pour le phosphore, la concentration en chlorophylle *a* a aussi augmenté en 2020-2022, après une baisse de 2014 à 2019. Historiquement, des concentrations plus élevées dans le métalimnion et l'hypolimnion suggèrent une forte activité photosynthétique dans les eaux profondes, ce qui concorde avec les profils de phosphore total. Cette tendance est moins présente en 2022. La moyenne en coliformes fécaux est demeurée basse au cours de l'été, et plutôt constante de 2017 à 2022. Il semble donc que la hausse témoignée en 2016 n'ait été qu'éphémère.

Température

Les profils de température du lac Kingsmere suggèrent que ce lac est dimictique (deux brassages par année, soit un au printemps et un à l'automne), ce qui est typique pour les lacs en régions

tempérées. Au moment du premier échantillonnage de l'année 2022, soit en juin, le lac montrait déjà une stratification thermique avec des eaux de surface autour de 19°C alors que l'hypolimnion était à environ 9°C, soit légèrement plus froid que les années précédentes (Fig 15). En 2016, un échantillonnage avait eu lieu en mai et la colonne d'eau était isotherme autour de 10°C, ce qui suggère que le brassage printanier s'effectue en fin mai. En septembre 2022, la stratification thermique était très faible. La température de l'eau de la surface jusqu'à 6 m était autour de 20°C, alors que seulement l'eau à 7 m de profondeur était à 12°C. En octobre, la colonne d'eau était isotherme à 12°C et tout probablement que le brassage automnal était en cours. Selon les profils de température, il semble que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 4 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 4-5 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 5 m, tout comme les valeurs historiques le suggèrent également. L'été 2022 a été marqué par des eaux plus froides que les années passées, surtout en juin, juillet et octobre.

pH

Le pH dans le lac Kingsmere été plus alcalin dans l'ensemble de la colonne d'eau en 2022 que les années précédentes, variant entre 6,98 et 8,59, alors qu'il avait varié de 5,89 à 8,21 en 2021; puis de 6,77 à 8,42 en 2020 (Fig 16). Le pH de la colonne d'eau, particulièrement aux profondeurs de plus de 3 m, était souvent assez acide dans le passé, frôlant ou dépassant souvent le seuil inférieur de protection de la vie aquatique. Aussi, depuis 2016, on assistait à un hypolimnion de plus en plus acide. Les mesures prises en 2022, autant dans cette couche qu'à la surface, ont été moins acide que durant les années précédentes, ce qui est positif. Aucune valeur de pH en 2022 n'a franchi le seuil inférieur de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme de 6,5. Aussi, les profils de pH dans le lac Kingsmere tendaient à diminuer de l'épilimnion vers l'hypolimnion et ce, en 2022 comme durant les années précédentes. Cette tendance correspond au patron typique dans les lacs tempérés, tout comme dans les lacs Mountains et Meech, et est notamment dû aux organismes dominants dans chacune des couches d'eau. Les organismes photosynthétiques rejettent de l'oxygène dissous, ce qui a tendance à augmenter le pH (alcalin). Ces organismes dominent l'épilimnion, où la lumière du soleil est abondante. À l'inverse les organismes qui font la respiration rejettent du CO₂, ce qui diminue le pH (acide). De tels organismes dominent dans l'hypolimnion, où la lumière est insuffisante pour effectuer la photosynthèse. Le pH du lac Kingsmere semble donc tout à fait normal et sain pour un lac

québécois. À noter que les valeurs mesurées en juillet 2022 étaient >10 , ce qui est pratiquement impossible dans un lac naturel. Ces valeurs ont donc été retirées des analyses et relèvent probablement d'une erreur de calibration.

Oxygène dissous

Les mesures d'oxygène dissous (OD) prises en 2022 au lac Kingsmere montrent une augmentation, ce qui constitue une amélioration de la qualité de l'eau (Fig 17). La concentration en OD a varié entre 8,48 et 9,88 mg/L dans l'épilimnion en 2022, alors qu'elle avait varié de 7,30 à 11,28 mg/L en 2021 et de 7,38 à 7,44 mg/L en 2020. Dans l'hypolimnion, les eaux à 7 m de profondeur ont atteint le seuil de l'anoxie de juillet à septembre, ce qui arrive assez fréquemment et n'est pas inquiétant, tant que les eaux de l'épilimnion et le métalimnion demeurent bien oxygénées.

Certains échantillonnages ont montré des concentrations en OD plus élevées dans le métalimnion que dans l'épilimnion, soit de juin à août 2022. Ce patron est assez fréquent et est souvent attribué à une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement actifs. La profondeur de secchi était de 3, 4 et 5 m lors de ces échantillonnages, respectivement, ce qui permettait amplement de lumière dans le métalimnion pour soutenir une forte activité photosynthétique. Une seconde explication possible est que l'oxygène dissous apporté aux couches plus profondes lors du brassage saisonnier du printemps soient demeuré resté une fois la stratification installée. Cela pourrait être le cas pour le mois de juin, peu de temps après le brassage, mais serait étonnant en juillet et août car normalement, la dégradation de la matière organique a déjà consommé une grande partie de l'oxygène dissous disponible dans le métalimnion et l'hypolimnion.

En octobre, l'ensemble de la colonne d'eau avait une concentration entre 9 et 9,5 mg/L, ce qui indique que le brassage automnal a bel et bien eu lieu, ce qui a redistribué l'oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau.

Phosphore total

Les concentrations en phosphore total (PT) avaient montré une très légère hausse de 2015 à 2017 dans le lac Kingsmere, suivi d'une diminution en 2018-2019 et 2022. En 2022, la concentration

moyenne pour les eaux de surface était de 4,92 µg/L; contre 6,12 en 2021; 5,3 µg/L en 2020 et 4,25 µg/L en 2019. En comparaison, les moyennes estivales oscillaient entre 6,9 µg/L et 7,9 µg/L entre 2015 et 2017 (Fig 5). La concentration moyenne en 2022 est la 3^e plus basse moyenne depuis 2004 et correspond à la classe « oligotrophe » selon le MELCCFP. En juin, août et septembre 2022, les concentrations en PT étaient sous les moyennes antérieures dans l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion (Fig 18 A). Les concentrations en PT ont été comparables aux valeurs mesurées dans les années passées dans l'ensemble de la colonne d'eau en juillet. Les concentrations de ce nutriment augmentent souvent de l'épilimnion vers l'hypolimnion, ce qui suggère un certain relargage de phosphore par les sédiments. Les données historiques suggèrent que les événements de relargage de phosphore par les sédiments sont souvent associés avec des événements de faibles concentrations en OD dans le lac Kingsmere. Heureusement, il semble que le phosphore relargué par les sédiments n'atteint pas l'épilimnion.

Azote Kjeldahl total

Les moyennes d'azote Kjeldahl total (NKT) dans les eaux de surface ont graduellement augmenté de 2014 à 2017 de la classe oligotrophe vers la classe mésotrophe, puis ont diminué de 2017 à 2020 (Fig 6). Après une légère hausse en 2021, l'année 2022 a connu une nouvelle baisse de la moyenne en NKT. La moyenne était de 0,30 mg/L en 2022; contre 0,45 mg/L en 2021; 0,29 mg/L en 2020. Jusqu'à présent, la moyenne la plus basse enregistrée était de 2,27 mg/L en 2008 alors que la plus élevée était de 0,56 mg/L en 2017. Si le lac Kingsmere a souvent été dans la catégorie oligotrophe – mésotrophe selon cette variable de qualité de l'eau, la concentration moyenne en 2022 correspond plutôt à la catégorie oligotrophe, tout comme pour le phosphore.

Les valeurs de NKT dans la colonne d'eau ont été plus basses en septembre et octobre que lors du même mois des années antérieures (Fig 18 B). En juin 2020, les concentrations en NKT étaient semblables à celles mesurées dans les années précédentes dans l'ensemble de la colonne d'eau, alors qu'en juillet et août, les mesures étaient élevées par rapport aux années antérieures, particulièrement à la profondeur de 7 m.

Bien que le MELCCFP n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, les valeurs correspondaient, en 2022, au niveau oligotrophe selon Kalff (2001). Le mois de juillet

avait correspondu à la catégorie mésotrophe, alors que tous les autres mois ont correspondu à la classe oligotrophe – mésotrophe dans les eaux de surface. L'azote peut contribuer à l'eutrophisation des lacs et mener, par exemple, à des efflorescences de cyanobactéries, à la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et à la diminution en OD. Ce nutriment provient de plusieurs sources, telles que les engrais et les fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Le bassin versant du lac Kingsmere ne semble pas comporter de zones agricoles, mais il compte tout de même un certain nombre d'habitations (Fig 2). Si les résidents du bassin versant ont, par exemple, épandu des fertilisants sur leur terrain, il est probable qu'une partie de l'azote contenu dans ces fertilisants se soit rendue dans l'eau du lac Kingsmere, contribuant ainsi à augmenter les concentrations en NKT au cours des dernières années. Bien que les concentrations en NKT aient diminuées depuis 2017 et ne semblent pas problématiques, la hausse observée de 2014 à 2017 justifie une surveillance de la situation afin de prévenir des effets négatifs dans les années à venir.

Il est à noter que les limites de détection en laboratoire ont beaucoup varié pour le NKT au cours des dernières années, passant de 0,7 mg/L en 2014 à 0,3 mg/L en 2015 et 2016, puis à 0,3 mg/L depuis 2017. Durant le programme H₂O des Collines (2011 – 2013), la limite de détection était de 1 mg/L. Par convention, lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on y accorde la moitié de la valeur de limite de détection. Par exemple, l'échantillon prélevé à 6 m de profondeur le 6 juin 2016 au lac Kingsmere a obtenu un résultat de NKT inférieur à la limite de détection. Dans la base de données, cet échantillon s'est vu attribuer la valeur de 0,15 mg/L puisque la limite de détection était de 0,3 mg/L durant cette année. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 18 B. Bien que les moyennes les plus élevées aient été mesurées en 2011, 2012 et 2013; avec 0,5 mg/L pour chacune de ces trois années (Fig 6), cela est simplement un effet de la haute limite de détection durant ces années. En effet, la limite de détection était de 1 mg/L et tous les échantillons prélevés durant cette période ont obtenu des résultats sous la limite de détection, ils ont donc tous eu la valeur de 0,5 mg/L dans la base de données.

Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface avaient connu une diminution marquée entre 2017 et 2019, puis ont augmenté à nouveau de 2020 à 2022. (Fig 7 A). En 2022, la moyenne estivale dans l'épilimnion était de 4,08 µg/L (mésotrophe); alors qu'elle avait été de 2,6 µg/L en 2020 (oligotrophe) et 1,3 µg/L en 2019 (oligotrophe), puis 2,23 µg/L en 2018 (oligotrophe). La moyenne estivale la plus basse depuis 2004 était en 2019, alors que la plus élevée était en 2009 avec 5,95 µg/L.

En juillet, août et septembre 2022, la concentration en chlorophylle *a* augmentait dans l'hypolimnion par rapport aux eaux peu profondes, atteignant 4,5 µg/L à la profondeur de 7 m en juillet; 12 µg/L en août à la même profondeur et 15 µg/L en septembre (Fig 18 C). Cette situation d'augmentation de la chlorophylle *a* dans l'hypolimnion a été observé à plusieurs reprises dans le passé au lac Kingsmere, souvent synchrones avec de fortes concentrations en oxygène dissous, comme c'est le cas en juillet et en août 2022 (Fig 17). Ceci suggère que ce lac connaît occasionnellement une forte activité photosynthétique dans les couches d'eau inférieures, qui relâche de l'oxygène. Les profondeurs de secchi sont normalement entre 3 et 4,75 m, ce qui permet à la lumière du soleil de pénétrer suffisamment dans le lac Kingsmere pour permettre la photosynthèse jusqu'au fond du lac. De plus, les données suggèrent que du phosphore est parfois relargué par les sédiments, ce qui peut favoriser l'activité d'organismes photosynthétiques dans l'hypolimnion, tel qu'indiqué par les fortes concentrations en chlorophylle *a*.

Coliformes fécaux

Après une augmentation marquée au lac Kingsmere en 2016, les coliformes fécaux ont diminué abruptement en 2017, puis légèrement augmenté à nouveau en 2018 pour ensuite demeurer plutôt stable jusqu'en 2022, malgré une nouvelle augmentation en 2021 seulement (Fig 8). Les moyennes estivales en 2020, 2021 et 2022 étaient de 2,67; 10,75 et 4,4 UFC/100 ml, respectivement. Il semble donc que la hausse observée en 2016 ne s'est pas perdurée et que le lac Kingsmere a retrouvé son « excellente » qualité de l'eau selon ce critère, tel qu'il avait été le cas de 2012 à 2015, ainsi que de 2003 à 2007. À noter l'année 2016 avait eu quatre mesures de coliformes fécaux, de juin à septembre. La valeur la plus élevée avait alors été de 140 UFC/100 ml en août. Une mesure particulièrement élevée avait également été mesurée en

juin, avec 30 UFC/100 ml. Comme la présence de coliformes fécaux indique habituellement une contamination récente par des matières fécales, il se peut que des événements inhabituels comme des fuites de fosses septiques ou un déversement d'eau usées aient eu lieu en juin et en août 2016 dans le bassin versant du lac Kingsmere, augmentant ainsi le nombre de coliformes fécaux lors de ces prélèvements.

Niveau trophique

En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*, puis la transparence, le lac Kingsmere est classé oligo-mésotrophe selon le système de classification du MELCCFP (Fig 19). Par rapport aux quatre dernières années, on note une légère dégradation des paramètres de chlorophylle *a* et de la transparence.

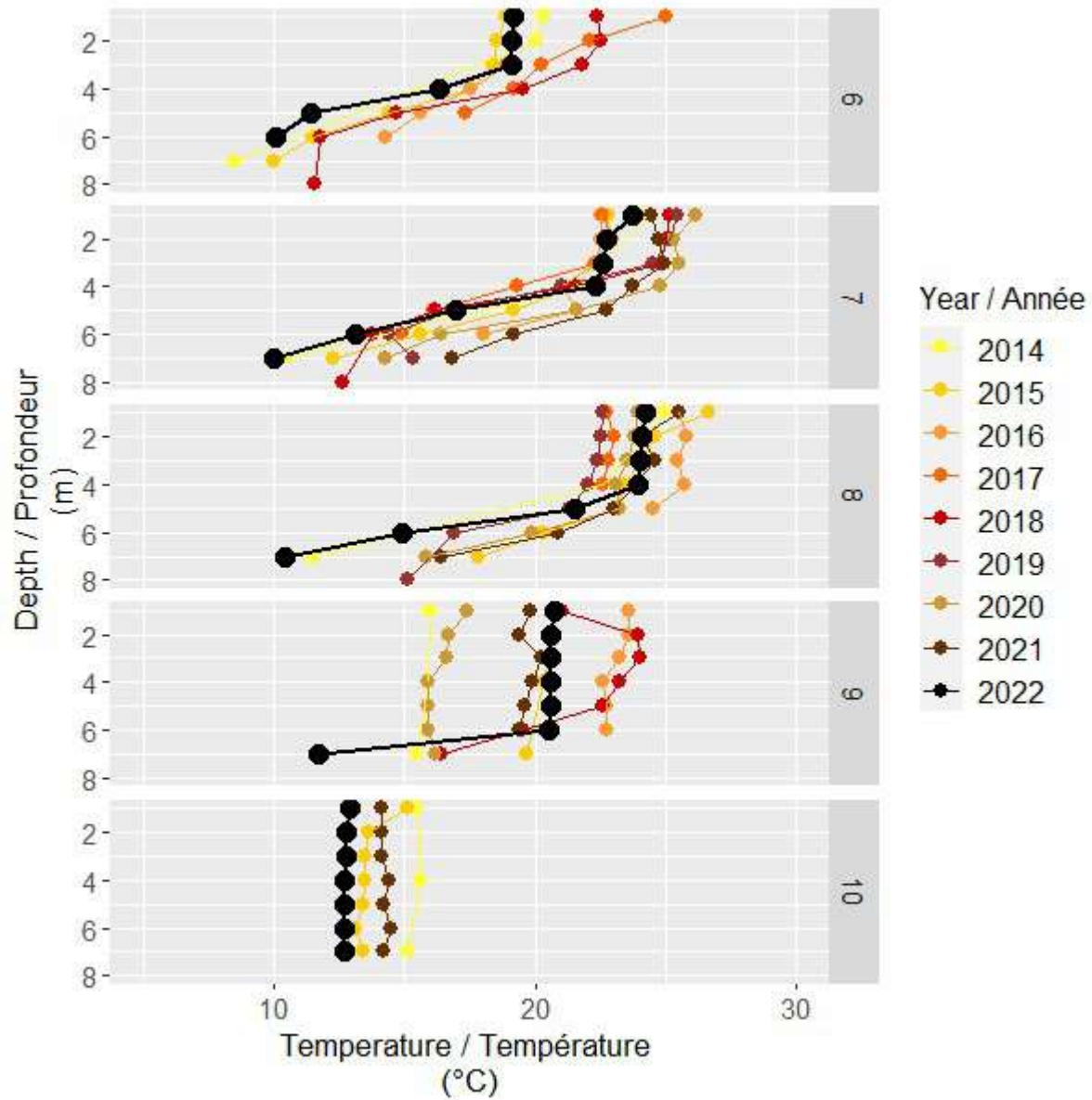


Figure 13 Profils des températures du lac Kingsmere de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

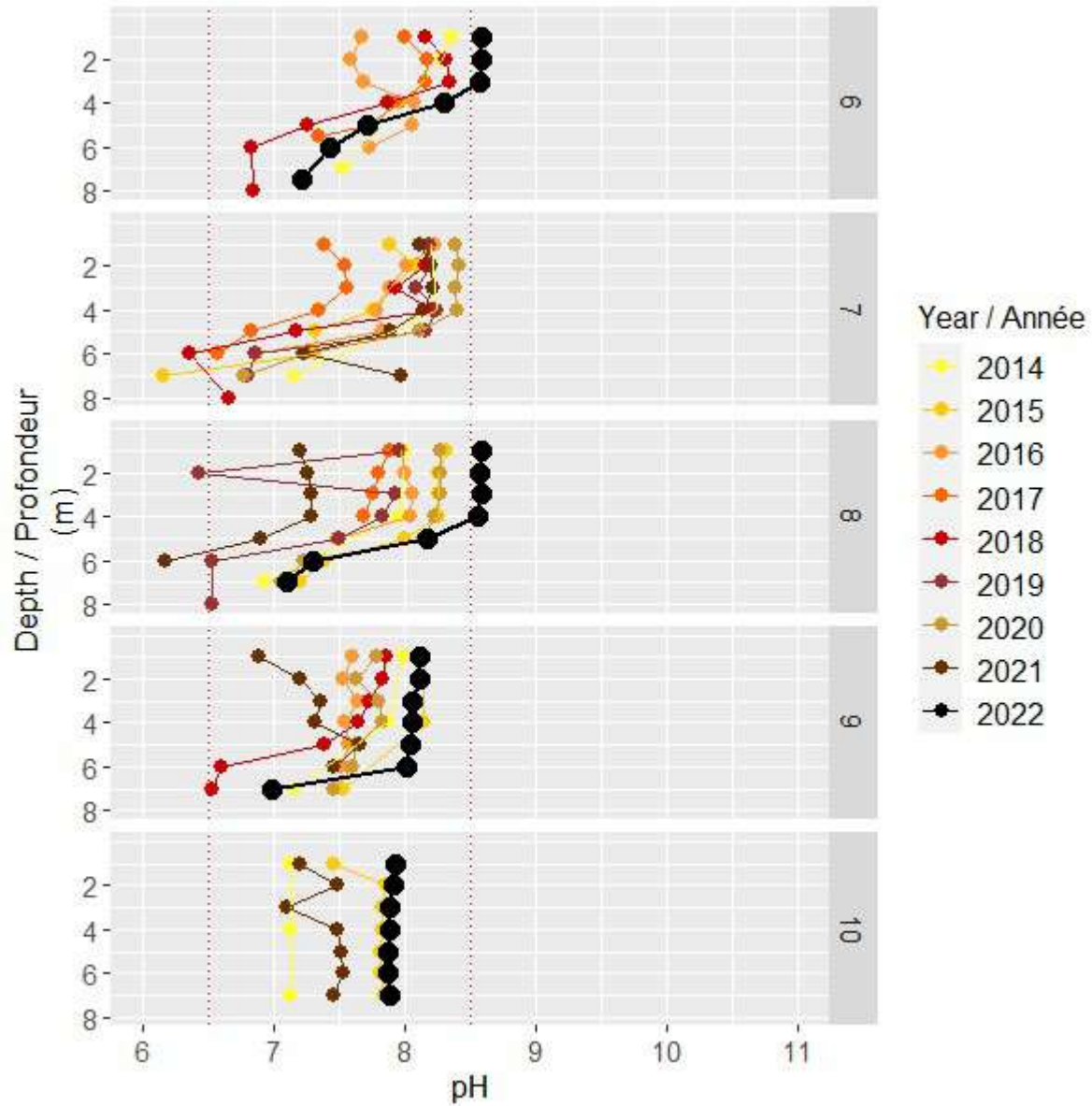


Figure 14 Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

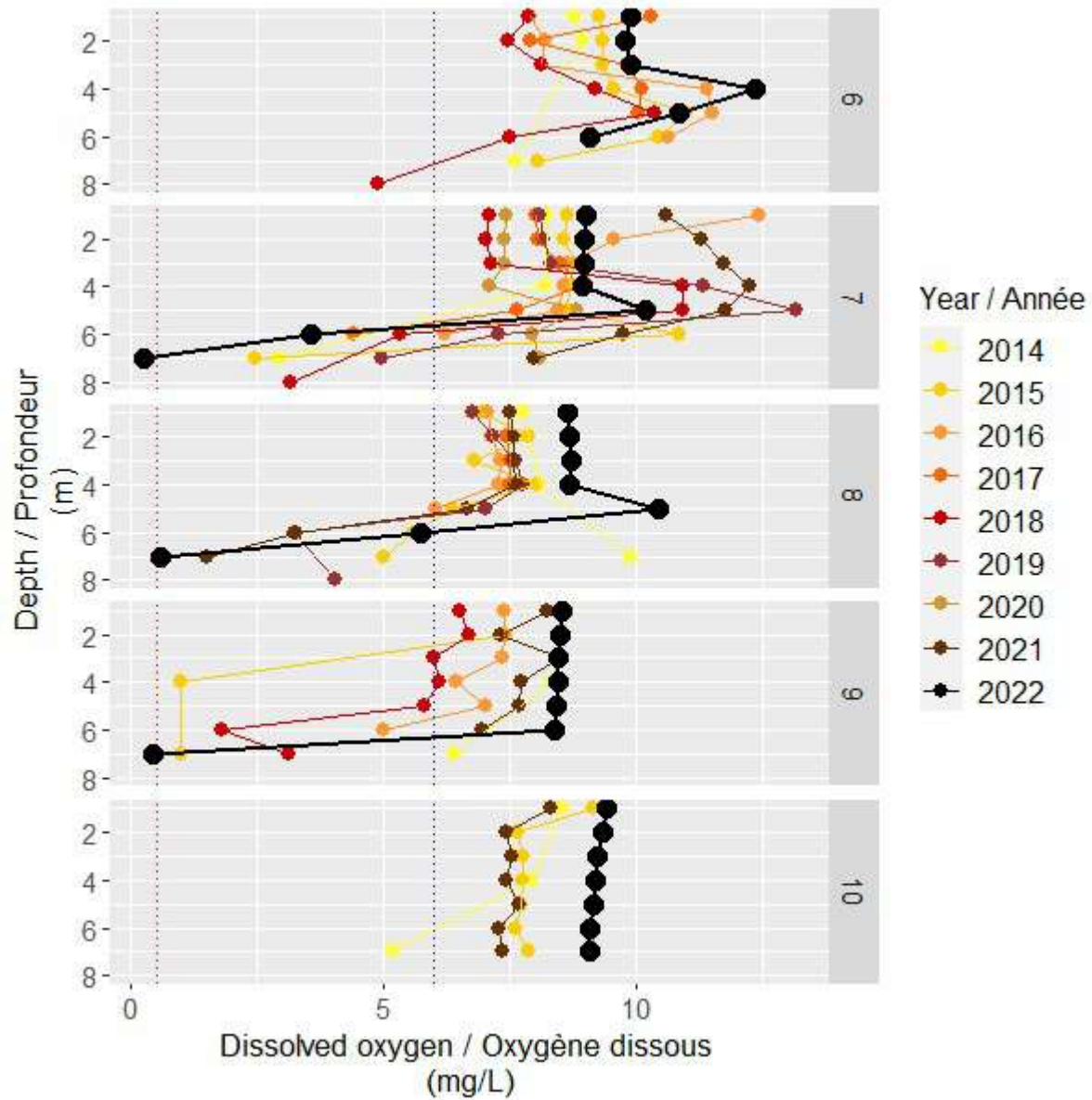


Figure 15 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2005 à 2022. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

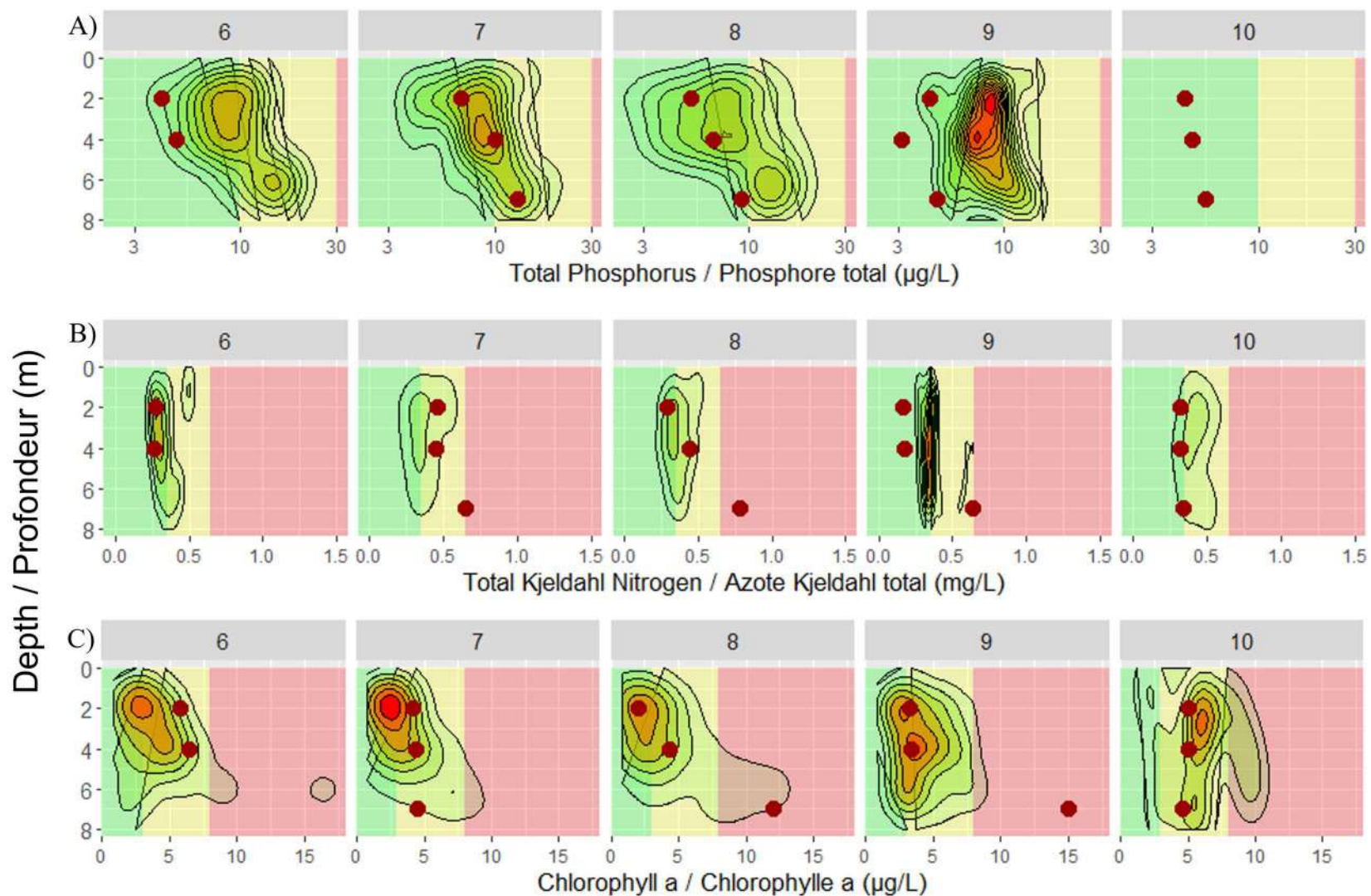


Figure 16 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2020 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2021. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L); les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L.

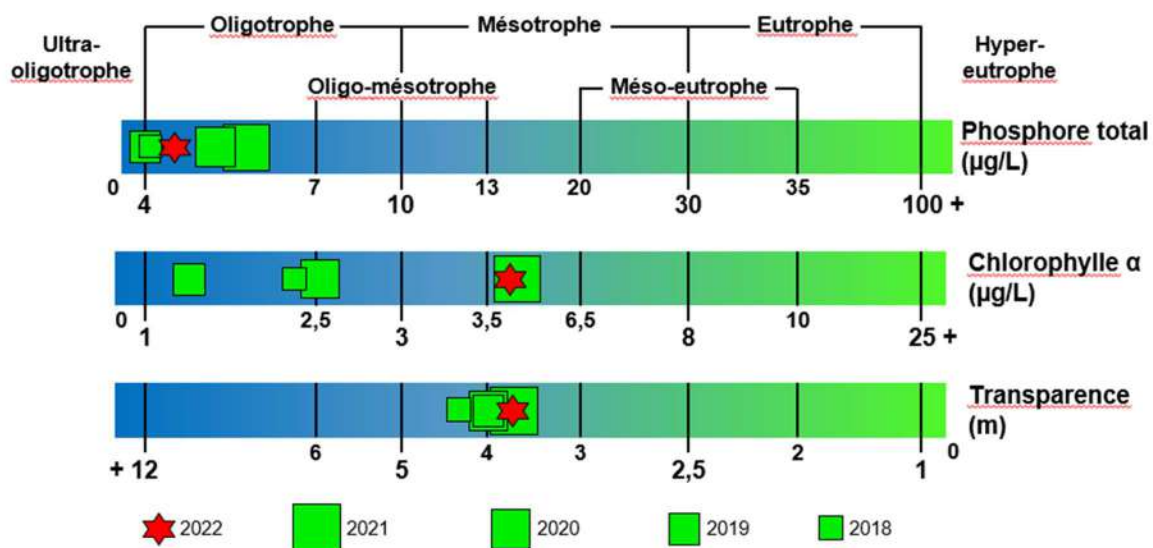


Figure 17 Niveau trophique du lac Kingsmere de 2018 à 2022. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m.

Lac Meech

Résumé

Le lac Meech comporte deux sites d'échantillonnage, soit ML3 et ML5. Ce lac est le plus grand et le plus profond des trois lacs d'étude (tableau 2). Son bassin versant est également le plus étendu, couvrant principalement les zones plus nordiques du parc de la Gatineau, et les lacs Mousseau, Philippe, Lusk, Taylor, Renaud, Kiddler et Clair (Fig 2). Le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MELCCFP. Les valeurs en chlorophylle *a* et en phosphore, après avoir augmenté légèrement en 2018, ont diminué et oscillé en 2019 – 2022 et demeurent plutôt basses par rapport aux autres lacs étudiés et aux valeurs historiques. Occasionnellement, en 2022 comme dans le passé, les concentrations en phosphore total étaient supérieures dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion, ce qui suggère que les sédiments du lac relâchent du phosphore dans la colonne d'eau. Les concentrations en azote étaient elles aussi parfois élevées dans l'hypolimnion, alors que les moyennes dans l'épilimnion ont quelque peu diminué de 2017 à 2022, malgré une légère augmentation en 2021. Suite aux recommandations du rapport H₂O Chelsea 2016, les concentrations en azote ammoniacal ont été mesurées dans la colonne d'eau du lac Meech en 2017, puis à un mètre au-dessus des sédiments depuis 2018. Celles-ci s'étaient avérées plutôt basses en 2017 et 2018, quoiqu'une valeur se soit approchée du seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement, au site ML5 en août. En 2022, les valeurs en azote ammoniacale ont connu quelques valeurs relativement élevées, dont trois mesures au-dessus du seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement, soit au site ML5 en juin et au site ML3 en juillet et septembre. Les coliformes fécaux étaient en très faibles concentrations en 2022 comme dans les années antérieures, bien qu'une augmentation avait été observée en 2021, et correspondaient à une excellente qualité de l'eau pour la baignade et les activités récréatives. Les profils de température étaient similaires aux années passées, avec des températures assez basses dans l'ensemble de la colonne d'eau. Selon les données historiques, le brassage automnal s'effectue en octobre ou en novembre. Les valeurs de pH ont été moins acide que dans le passé et en 2022, le seuil inférieur de protection de la vie aquatique a été atteint une seule fois, soit en septembre au site ML3, alors que le seuil supérieur n'a pas été atteint. De manière générale, les concentrations en oxygène dissous étaient légèrement supérieures en 2022 par rapport aux données historiques. L'hypolimnion du lac Meech a été sous le seuil de protection de la vie aquatique à quelques reprises. L'anoxie a été atteinte trois fois,

seulement dans l'hypolimnion. Bien que ceci soit commun dans les lacs d'une telle profondeur, éviter d'ajouter de la matière organique et des nutriments aiderait à empêcher d'amplifier le phénomène.

Température

Les profils de température aux deux sites d'échantillonnage du lac Meech montraient des températures de la colonne d'eau dans la moyenne des années passées en mai, juin et septembre, puis inférieures à la moyennes des années passées en juillet, août et octobre. (Fig 20). Lors du premier échantillonnage de l'année 2022, le 30 mai, le lac était stratifié avec un épilimnion de 0 à ~ 5 m (19 à 17°C), un métalimnion de ~ 5 à 6 m (~10°C), puis un hypolimnion de ~ 6 m jusqu'au fond (8 à 7°C), comme c'est normalement le cas dans ce lac. En 2020, la température de l'eau de surface en juin était la plus chaude jamais enregistrée (25,74 et 24,5°C aux profondeurs de 1 m et 2 m, respectivement). La situation en 2022 s'est améliorée avec des température de 18,4 à 19°C pour ces deux profondeurs, les deux sites confondus). En juillet, les températures étaient légèrement sous la moyenne avec 22 à 22,9°C dans l'épilimnion, alors qu'en juillet 2020 les deux sites avaient connu des températures nettement supérieures (25-26°C). L'échantillonnage du 26 octobre, la stratification était moins prononcée que durant les mois précédents, avec un épilimnion à ~10°C et un hypolimnion à ~7-9°C, mais la différence de température était encore trop importante entre ces couches pour permettre le brassage automnal.

pH

Le pH a varié entre 6,30 et 8,19 en 2022, les deux sites confondus (Fig 21). Si les valeurs de pH avaient été plutôt acides en 2015, 2017 et 2019, les profils de 2018, 2020 et 2022 indiquent un pH plus sain et qui s'est maintenu entre les deux seuils de protection pour les activités récréatives et l'esthétisme la majorité du temps. Un seul échantillonnage en 2022 a montré une valeur touchant le seuil inférieur pour les activités récréatives et l'esthétisme, soit au site ML3 en septembre, avec une valeur de pH de 6,30 à 20 m de profondeur. Au même moment, le pH était au-dessus du seuil au site ML5 avec 6,76 au point le plus profond. Le pH semble donc avoir été tout à fait sain au lac Meech en 2022.

Les profils de pH dans le lac Meech suivaient en 2022 comme durant les années précédentes le patron typique des lacs en région tempérée, c'est-à-dire que le pH diminuait généralement de l'épilimnion vers l'hypolimnion. Ceci est notamment causé par les organismes dominants dans chacune des couches d'eau. Les organismes photosynthétiques rejettent de l'oxygène dissous, ce qui a tendance à augmenter le pH (alcalin). Ces organismes sont dominants dans l'épilimnion, où la lumière du soleil est abondante. À l'inverse les organismes qui font la respiration rejettent du CO₂, ce qui diminue le pH (acide). De tels organismes dominent dans l'hypolimnion, où la lumière n'est pas suffisante pour effectuer la photosynthèse. Le lac Meech semblait donc avoir retrouvé un pH tout à fait normal et sain pour un lac québécois, suite à quelques épisodes acides en 2015, 2017 et 2019.

Oxygène dissous

Les profils en oxygène dissous (OD) en 2022 aux sites ML3 et ML5 étaient semblables entre eux, et semblables aux années antérieures, et montraient des concentrations en oxygène dissous suffisantes pour soutenir la faune aquatique (Fig 22). De juin à octobre, les concentrations en OD ont varié de 8,49 mg/L à 10,14 mg/L dans l'épilimnion (0 à 4 m, les deux sites confondus), puis diminuaient sous ces profondeurs. Le seuil de protection de la vie aquatique a été atteint à quelques reprises, soit en juin au site ML5 à la plus grande profondeur, puis aux deux sites de juillet à octobre dans l'hypolimnion. Le fait que les concentrations en OD dans le métalimnion et l'hypolimnion soient demeurées élevées en début d'été suggère que l'oxygène apporté en profondeur lors du brassage printanier a été consommé moins rapidement que d'habitude en 2022. Le seuil d'anoxie a été atteint une seule fois en 2022, avec 0,35 mg/L à la profondeur de 20 m au site ML3, le 21 septembre. Au site ML5, l'anoxie n'a pas été atteinte en 2022, bien que cela avait souvent été le cas dans le passé.

En octobre, l'OD dans l'hypolimnion était similaire aux mois précédents, ce qui indique que le brassage automnal n'avait pas encore eu lieu. Le brassage automnal permet de ré-oxygéner toute la colonne d'eau et à ce moment, toute la colonne d'eau contient une concentration en OD uniforme.

Il est assez commun pour un lac d'une telle profondeur d'atteindre le seuil de protection pour la vie aquatique et l'anoxie durant la saison estivale. Une fois le lac stratifié, les échanges de gaz entre les différentes couches sont très limités et ainsi, l'hypolimnion n'obtient aucun apport en OD. Les organismes qui vivent dans l'hypolimnion sont ceux faisant la respiration (consomment de l'oxygène et rejettent du CO₂), car la lumière est insuffisante pour permettre aux organismes photosynthétiques d'effectuer la photosynthèse. De plus, la matière organique qui descend graduellement dans le lac se fait décomposer, ce qui consomme de l'oxygène. En somme, durant le brassage printanier, toute la colonne d'eau reçoit un apport en OD et une fois le lac stratifié, l'oxygène qui se trouvait dans l'hypolimnion est consommé par les organismes faisant la respiration et par la dégradation de la matière organique.

Bien qu'il soit commun que l'hypolimnion devienne anoxique au cours de l'été dans un lac ayant la profondeur du lac Meech, une telle situation peut engendrer une hausse de concentrations en phosphore dans l'hypolimnion, tel que discuté ci-bas. Il serait adéquat d'éviter d'ajouter davantage de matière organique dans le lac afin de limiter la consommation d'OD pour sa décomposition. Aussi, diminuer les nutriments qui atteignent le lac contribuerait à réduire la productivité des organismes y vivant. Si moins d'organismes faisant la respiration se développent dans l'hypolimnion, la consommation en OD sera elle aussi réduite. Somme toute, les concentrations en oxygène dissous se sont améliorées depuis 2018.

Phosphore total

Depuis 2015, les concentrations estivales des eaux de surface en phosphore total (PT) ont quelque peu variées, mais sont demeurées à un niveau qui correspond à la classe oligotrophe (Fig 5 A). La concentration estivale moyenne avait diminué graduellement de 2013 à 2017; a légèrement augmenté en 2018 - 2019, puis a diminué à nouveau en 2020. La concentration moyenne était de 4,75 µg/L (3,6 à 6,3 µg/L) en 2022; de 4,01 µg/L (2,3 à 6,1 µg/L) en 2021; de 6,0 µg/L (1,3 à 14 µg/L) en 2020; puis de 7,62 µg/L (3,1 à 18,0 µg/L) en 2019. Les années 2014 et 2013 avaient été légèrement plus élevées, avec toutes deux ~10 µg/L de moyenne annuelle. Le lac Meech, tout comme les lacs Mountains et Kingsmere, avait connu une concentration annuelle particulièrement élevée en 2012, rejoignant 32,25 µg/L. Il semble que l'année 2012 était exceptionnelle, car jamais les concentrations en PT n'ont été aussi élevées par la suite et ce, dans

les trois lacs d'étude. Depuis ce temps, les concentrations annuelles en phosphore ont diminué dans le lac Meech.

Le lac Meech montre des signes de relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des variables étudiées et des concepts clés »; Fig 5 B), car les concentrations en PT sont souvent supérieures dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion au cours de la saison estivale. Ce phénomène est répétitif d'année en année, et les années 2018 à 2022 semblent avoir connu un relargage similaire aux années précédentes, suite à une année supérieure à la normale en 2016. En effet, les concentrations hypolimnétiques en PT les plus élevées en 2018 ont été de 55 µg/L au site ML3 en juillet à 20 m de profondeur, contre 200 µg/L en octobre 2016 au site ML3. Les profils de concentrations de ce nutriment ont été dans les moyennes des années précédentes durant toute la saison d'échantillonnage 2022 (Fig 23 A). Les concentrations les plus élevées de 2022 ont été mesurées en juillet, août et septembre au site ML3 (25, 34 et 11 µg/L) alors que les concentrations dans l'eau de surface étaient de 4,7; 4,5 et 4,2 µg/L, respectivement) au même moment. Durant ces trois mêmes mois, le site ML5 connaissait des valeurs plus basses que le site ML3 (6,3; 9,6 et 12 µg/L, au point le plus profond) alors que les concentrations dans les eaux de surface étaient semblables à celles du site ML3 (5,8; 4,7 et 6,3 µg/L, respectivement). Tout comme en 2020 et plusieurs années précédentes, le relargage de ce nutriment semble avoir débuté au mois de juillet aux deux sites en 2022, pour ensuite s'intensifier au cours de l'été jusqu'en septembre.

Le relargage de phosphore par les sédiments est un phénomène relativement commun dans les lacs des régions tempérées et est souvent observé en conditions anoxiques. Il apparaît d'ailleurs que le patron temporel d'oxygène dissous est corrélé au relargage, car l'hypolimnion est typiquement anoxique du mois de juillet jusqu'en octobre (Fig 22). Bien que le relargage soit relativement commun, il relève certaines inquiétudes. Notamment, un ajout important de phosphore par les sédiments peut mener à l'eutrophisation et sur-stimuler la croissance d'algues, de cyanobactéries, ou d'autres espèces non désirables. Aussi, dans les lacs où des efforts sont faits afin de réduire la quantité de phosphore rejetés, en diminuant la quantité de fertilisants appliquée sur les résidences à proximité du lac ou en re-végétalisant les berges par exemple, le relargage de phosphore par les sédiments peut retarder l'amélioration de qualité de l'eau, puisque

d'importantes quantités de phosphore continuent d'atteindre le lac (Søndergaard *et al.*, 2003). Heureusement, le lac Meech est plutôt oligotrophe et il ne semble pas que le relargage de phosphore affecte les concentrations annuelles dans l'épilimnion. Il serait tout de même souhaitable de continuer à échantillonner les différentes couches d'eau dans le lac Meech durant la saison estivale afin de vérifier que le relargage ne s'amplifie pas et que les concentrations épilimnétiques demeurent stables.

Azote Kjeldahl total et azote ammoniacal

Les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) dans les eaux de surface sont demeurées relativement faibles et constantes au cours des dernières années au lac Meech, malgré une légère hausse en 2021 dans les trois lacs (Fig 6). La moyenne de ce nutriment a même légèrement diminué graduellement de 2017 à 2020 et en 2022. En 2022, la concentration moyenne annuelle en NKT était de 0,21 mg/L; contre 0,38 mg/L en 2021; 0,28 mg/L en 2020 et 0,33 mg/L en 2019. Bien que le MELCCFP n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, ces valeurs correspondaient au niveau oligotrophe selon Kalff (2001), alors que le niveau était plutôt mésotrophe de 2014 à 2017 et 2021. Il semble que les concentrations étaient plus élevées de 2011 à 2013, mais cela est plutôt un effet des changements de laboratoire où les analyses étaient faites, car les limites de détection peuvent varier d'un laboratoire d'analyse à l'autre. Durant le programme H₂O des Collines (2011 – 2013), la limite de détection était de 1 mg/L. Par convention, lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on y accorde la moitié de la valeur de limite de détection. Tous les échantillons prélevés de 2011 à 2013 ont obtenu des résultats sous la limite de détection et la valeur de 0,5 mg/L leur a donc été attribuée. En 2014, la limite de détection était de 0,7 mg/L; puis de 0,3 mg/L en 2015 à 2017. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 22 B.

Si les concentrations moyennes en NKT sont demeurées plutôt stables et basses au cours des dernières années dans l'eau de surface du lac Meech, les concentrations dans la colonne d'eau ont souvent connu en 2022 des mesures dans la gamme inférieure par rapport aux années antérieures (Fig 23 B), notamment en juin, en août, en septembre et en octobre aux deux sites, alors que juillet semblait plutôt dans la moyenne. Un seul échantillonnage avec un valeur particulièrement élevé, soit 0,96 mg/L, a été mesuré en août à la profondeur de 4 m au site ML5. De plus, les

concentrations tendaient à augmenter de l'épilimnion vers l'hypolimnion presque tout l'été aux deux sites. Cette tendance avait été observée occasionnellement dans les dernières années. Le phénomène le plus probable pour expliquer la tendance d'augmentation des concentrations en NKT en profondeur est lié à la dégradation de la matière organique. En absence d'oxygène, la dégradation de la matière organique à la surface des sédiments rejette de l'ammonium (NH_4) par le processus d'ammonification. Basé sur les profils d'oxygène dissous dans le lac Meech, l'hypolimnion a été anoxique au mois de septembre au site ML3, puis hypoxique durant le même mois au site ML5 et aux deux sites en août. Il est donc probable qu'au cours de l'été, la dégradation de la matière organique à la surface des sédiments augmente les concentrations en ammonium, ce qui est reflété par de hautes concentrations en NTK (l'azote Kjeldahl total inclus l'ammonium) dans l'hypolimnion lorsque celui-ci est anoxique. Les valeurs les plus élevées mesurées en 2022 (mis à part en site ML5 en août à la profondeur de 4 m) étaient de 0,45 mg/L dans l'hypolimnion en juillet au site ML5 et 0,40 mg/L dans l'hypolimnion en août au site ML3; alors que les valeurs les plus élevées en 2020 avaient été de 0,62 mg/L, puis 1,5 mg/L en 2018.

L'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4) peut s'avérer toxique pour la faune aquatique, principalement les poissons, lorsque présent en trop grande concentration. L'azote ammoniacal réduit le taux d'éclosion des œufs et le taux de croissance des poissons, en plus de causer des dommages aux branchies, au foie et aux reins (Oram, Water Research Center, 2014). L'Organisation Mondiale de la Santé a établi deux seuils de la contamination. Selon l'organisme, une concentration d'azote ammoniacal de plus de 0,2 mg/L peut compromettre l'efficacité de la désinfection pour l'eau potable et une concentration de plus de 1,5 mg/L peut altérer les propriétés organoleptiques et esthétiques de l'eau pour les usages récréatifs.

L'azote ammoniacal avait été mesuré dans les lacs durant le programme H₂O des Collines, soit de 2011 à 2013. Pour donner suite aux recommandations effectuées dans le rapport H₂O Chelsea 2016, cette variable de qualité de l'eau a été de nouveau analysé en 2017 dans toute la colonne d'eau, puis dans le bas de l'hypolimnion seulement depuis 2020. En 2017, les concentrations avaient été très faibles et plutôt constantes dans l'épilimnion et le métalimnion, puis augmentaient dans l'hypolimnion, un patron semblable à l'NKT, ce qui justifie pourquoi l'azote

ammoniacal a seulement été mesuré dans l'échantillon prélevé à un mètre du fond de l'eau depuis 2018. Deux critères de qualité d'eau de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) existent pour cette variable, soit le seuil de prévention de la contamination de l'eau pour les organismes de 1,5 mg/L (au-delà de ce seuil, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation pourront être altérées) puis le seuil de 0,2 mg/L au-delà duquel l'efficacité de la désinfection pour consommation humaine peut être compromise.

Les concentrations en azote ammoniacal ont été plutôt basses en de 2017 à 2022, bien que quelques échantillonnages aient obtenu un résultat supérieur au seuil de contamination indiqué par l'OMS (0,2 mg/L). Au cours du dernier été, trois mesures ont été à la limite de détection de 0,05 mg/L alors qu'une valeur était au-dessus du seuil de contamination avec 0,5 mg/L (juillet 2022, site ML3) (Fig 23 C). En comparaison, les valeurs en 2021 avaient varié de 0,02 mg/L à 0,48 mg/L avec 6 résultats \geq à 0,2 mg/L. L'année 2021 avait donc connu des résultats plutôt élevés en azote ammoniacal. En 2020, les résultats avaient oscillé la limite de détection ($< 0,05$ mg/L) et 0,16 mg/L (août, site ML5). Aucune mesure n'avait atteint le seuil de 0,2 mg/L. Depuis 2017, aucune mesure n'a atteint le seuil de 1,5 mg/L (prévention de la contamination de l'eau pour les organismes) ; mais le seuil de 0,2 mg/L pour l'efficacité de la désinfection de l'eau potable a été atteint à quelques reprises. Ainsi, si des résidents prélèvent l'eau du lac Meech à des fins de consommations, il serait important que la prise d'eau se situe à plus d'un mètre du fond du lac, car c'est normalement à cette profondeur que la concentration en azote ammoniacal est la plus élevée, selon les valeurs historiques.

Chlorophylle *a*

La concentration moyenne estivale en chlorophylle *a* dans les eaux de surface avait graduellement augmenté de 2013 à 2018, puis a diminué en 2019 et 2020, pour ensuite remonter depuis 2020 (Fig 7 A). Malgré ces fluctuations, les moyennes estivales demeurent dans les valeurs de lac oligotrophe depuis 2013. Les concentrations moyennes avaient été plus élevées de 2004 à 2010 et correspondaient à un niveau mésotrophe. La concentration moyenne estivale en 2022 à une profondeur de 2 m, les deux sites confondus, était de 1,88 $\mu\text{g/L}$ (1,1 à 2,9 $\mu\text{g/L}$); contre 1,56 $\mu\text{g/L}$ (0,97 à 2,6 $\mu\text{g/L}$) en 2021; 1,17 $\mu\text{g/L}$ (0,8 à 2,1 $\mu\text{g/L}$) en 2020 et 1,46 $\mu\text{g/L}$ (1 à 1,9 $\mu\text{g/L}$) en 2019. En 2022, comme lors des années antérieures, les concentrations en

chlorophylle *a* ont suivi le patron typique dans la colonne d'eau, c'est-à-dire des valeurs relativement élevées dans l'épilimnion et le métalimnion, suivi d'une baisse dans l'hypolimnion (Fig 23 D). Les valeurs de chlorophylle *a* ont varié entre 0,27 µg/L et 10,0 µg/L (site ML5, mai 2022, 12 m de profondeur) pour l'ensemble de la colonne d'eau en 2022. Cette valeur de 10 µg/L est particulièrement élevée pour le lac Meech, la seconde valeur la plus élevée était de 4,5 µg/L. Les années 2019, 2020 et 2021 avaient connu des valeurs maximales moins élevées, avec 5,7 µg/L; 3,4 µg/L et 7,3 µg/L comme valeur maximale, respectivement.

À l'été 2022, tout comme historiquement, il est arrivé de mesurer des concentrations en chlorophylle *a* élevées autour de 8 m de profondeur. Ce phénomène, nommé le *Deep chlorophyll maximum*, est plutôt commun dans les lacs des régions tempérées qui sont suffisamment profonds pour être stratifiés. La distribution des nutriments, la température, la pénétration de la lumière et la capacité à certaines espèces de phytoplancton de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau sont les principales raisons de ce phénomène. La profondeur de 8 m dans le lac Meech correspond justement à la limite de la zone photique (profondeur à laquelle la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse). Les fortes concentrations en chlorophylle *a* à cette profondeur suggèrent l'existence d'une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement actifs à cette profondeur. Puisque la lumière est insuffisante pour permettre la photosynthèse en deçà de cette profondeur, les concentrations en chlorophylle *a* y sont faibles.

Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont historiquement très faibles dans le lac Meech (Fig 8). En 2022, la moyenne a été de 1,42 UFC/100 ml (1 à 3 UFC/100 ml); contre 9,4 UFC/100 ml (1 à 82 UFC/100 ml) en 2021; 1,75 UFC/100 ml (1 à 2 UFC/100 ml) en 2020 et 1,3 UFC/100 ml (1 à 3 UFC/100 ml) en 2019. La moyenne avait été de 1 UFC/100 ml et en 2016 et 2015, car toutes les mesures avaient été sous la limite de détection. Le résultat de 82 UFC/100 ml en 2021 (site ML3 en juillet) est assez surprenant, le second résultat le plus élevé de cette année était de 2 UFC/100 ml. L'échantillon de juillet était possiblement affecté par des matières fécales de bernaches ou d'autres animaux. Cela relève de l'exception et les résultats de coliformes fécaux demeurent très faibles au lac Meech, ce qui fournit une eau de baignade d'excellente qualité.

Il est important de noter des changements dans la limite de détection des coliformes fécaux. En 2015 et 2016, la limite de détection avait été de 2 UFC/100 ml. En 2017, la limite de détection a parfois été de 2 UFC/100 ml, et d'autres fois de 10 UFC/100 ml. Lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on lui accorde une valeur correspondant à la moitié de la limite de détection. Ainsi, si la limite de détection était de 2 UFC/100 ml et qu'une mesure était sous la limite, elle s'est vu accorder la valeur de 1 UFC/100 ml. Pour les échantillons analysés avec une technique de 10 UFC/100 ml comme limite de détection, une mesure sous cette valeur s'est vu attribuer la valeur de 5 UFC/100 ml. En 2017, seulement les analyses effectuées en juin avaient 10 UFC/100 ml comme limite de détection. En 2020, la limite de détection était de 2 UFC/100 ml. Somme toute, en 2017 comme en 2016 et 2015, tous les résultats de coliformes fécaux ont été sous la limite de détection. Depuis le début du programme H2O Chelsea, la qualité de l'eau pour ce critère selon le MELCCFP correspond à « excellente » pour le lac Meech.

Niveau trophique

En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*; puis la transparence, le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MELCCFP (Fig 24). Les concentrations en phosphore total ont descendu depuis 2018 et atteignent un niveau très faible, près de la limite de détection analytique. Les concentrations en chlorophylle *a* avaient légèrement diminué en 2016-2017, puis ont légèrement monté à nouveau en 2018, pour redescendre à nouveau en 2019 - 2022. La transparence a quant à elle légèrement diminué en 2017 et 2018, puis a remonté en 2019-2020. La transparence moyenne était de 5,5 m en 2022 (5 à 6,2 m); 6,1 m en 2021 (4,5 à 7 m); 5,7 m en 2020 (4,5 à 6,5 m) et 5,76 m en 2019 (4,8 à 7 m). Ces valeurs de transparence sont élevées par rapport à plusieurs lacs de la région, l'eau du lac Meech est très transparente. La moyenne de transparence en 2022 correspond plutôt à la classe oligo-mésotrophe. Bref, bien que le phosphore total, la chlorophylle *a* et la transparence varie légèrement au cours des dernières années, le lac Meech se situe toujours dans la classe oligotrophe.

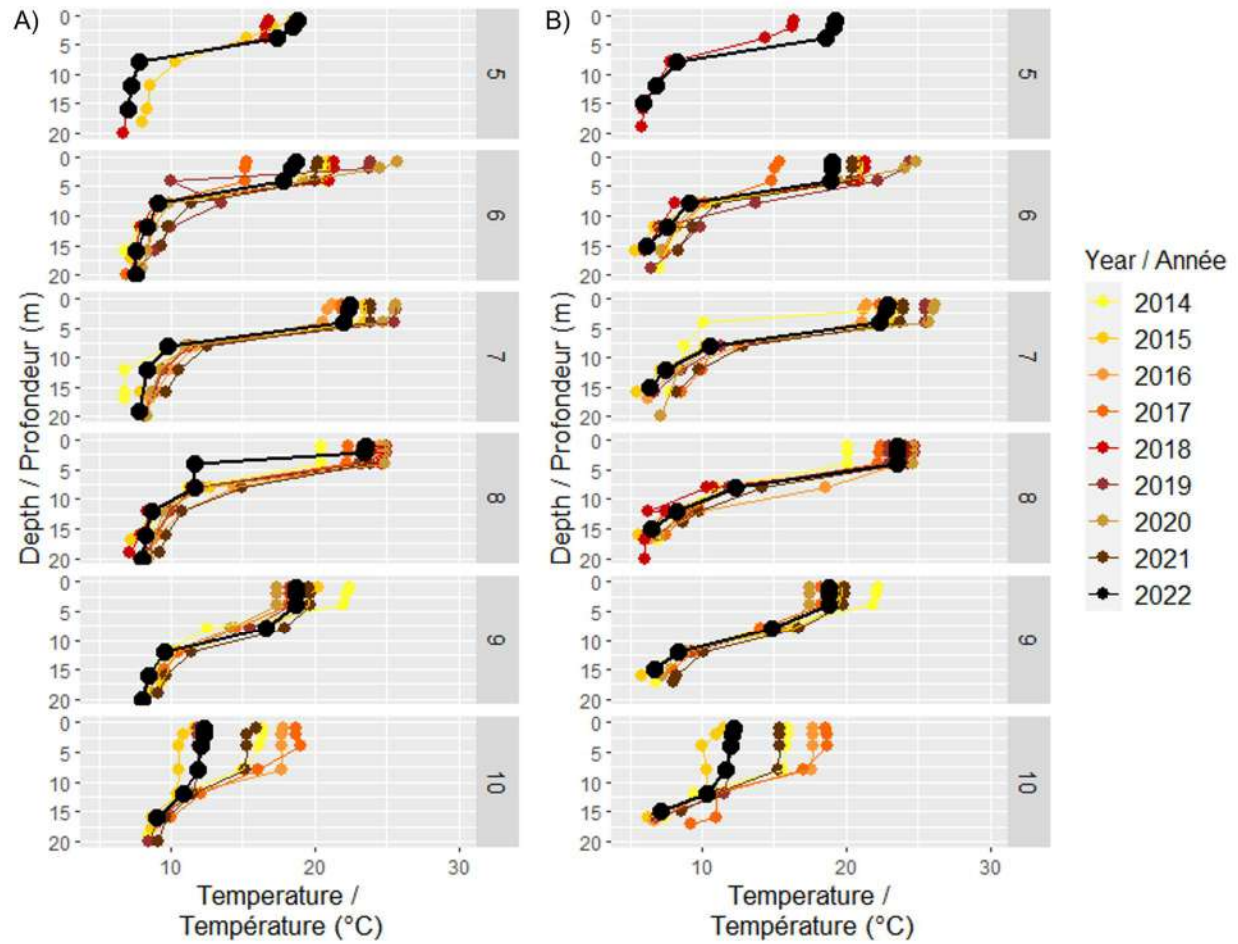


Figure 18 Profils des températures du lac Meech de 2014 à 2022, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

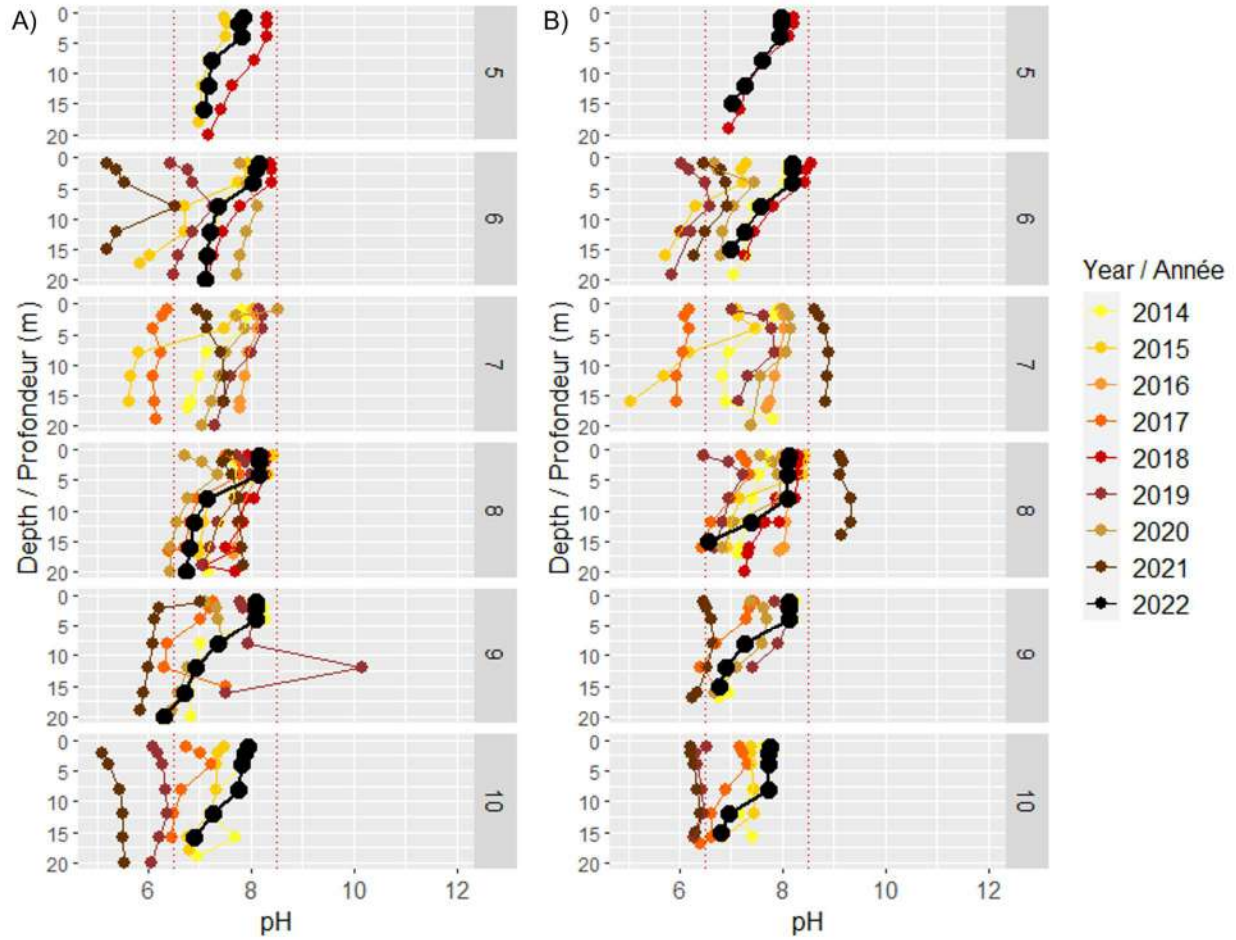


Figure 19 Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2022, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

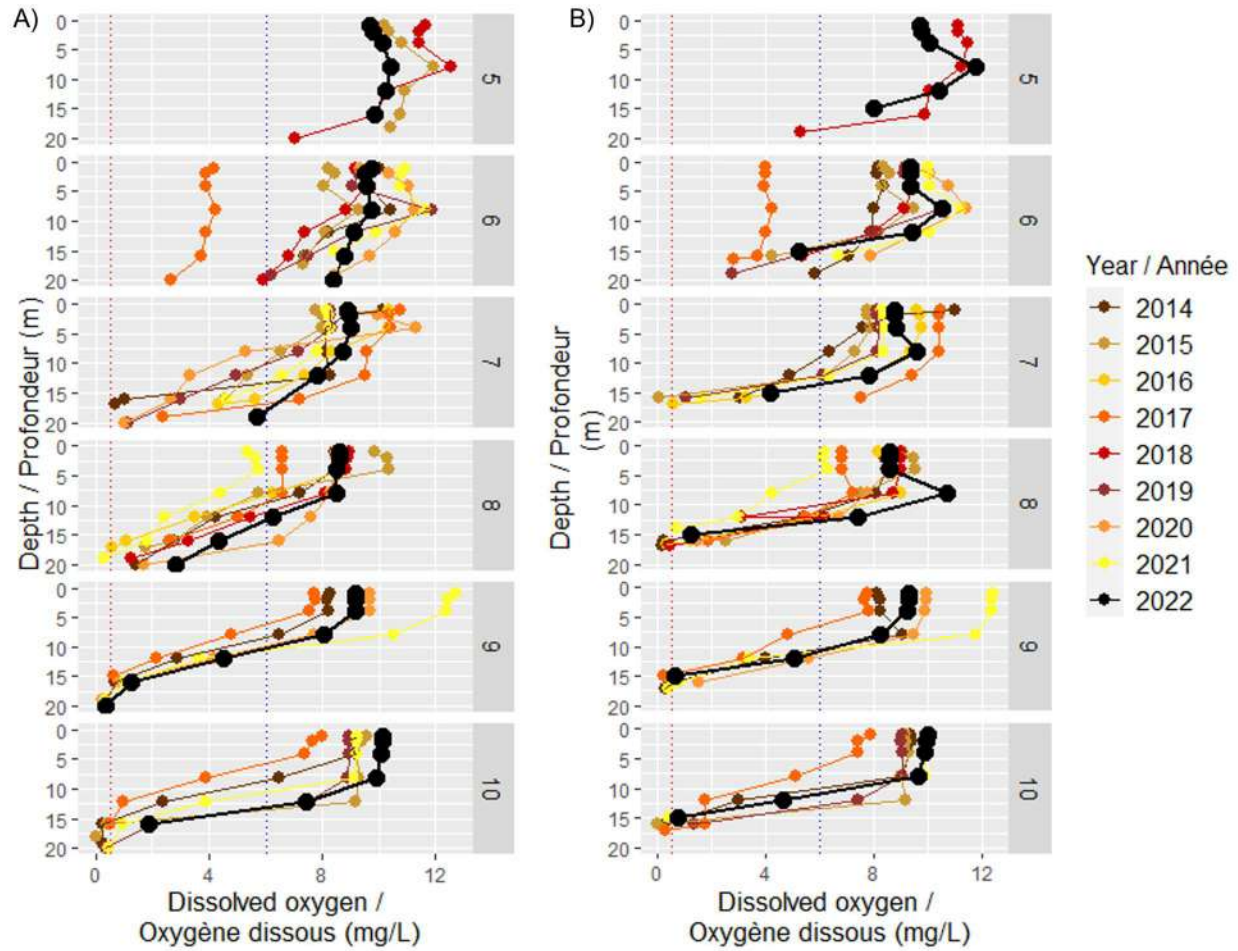
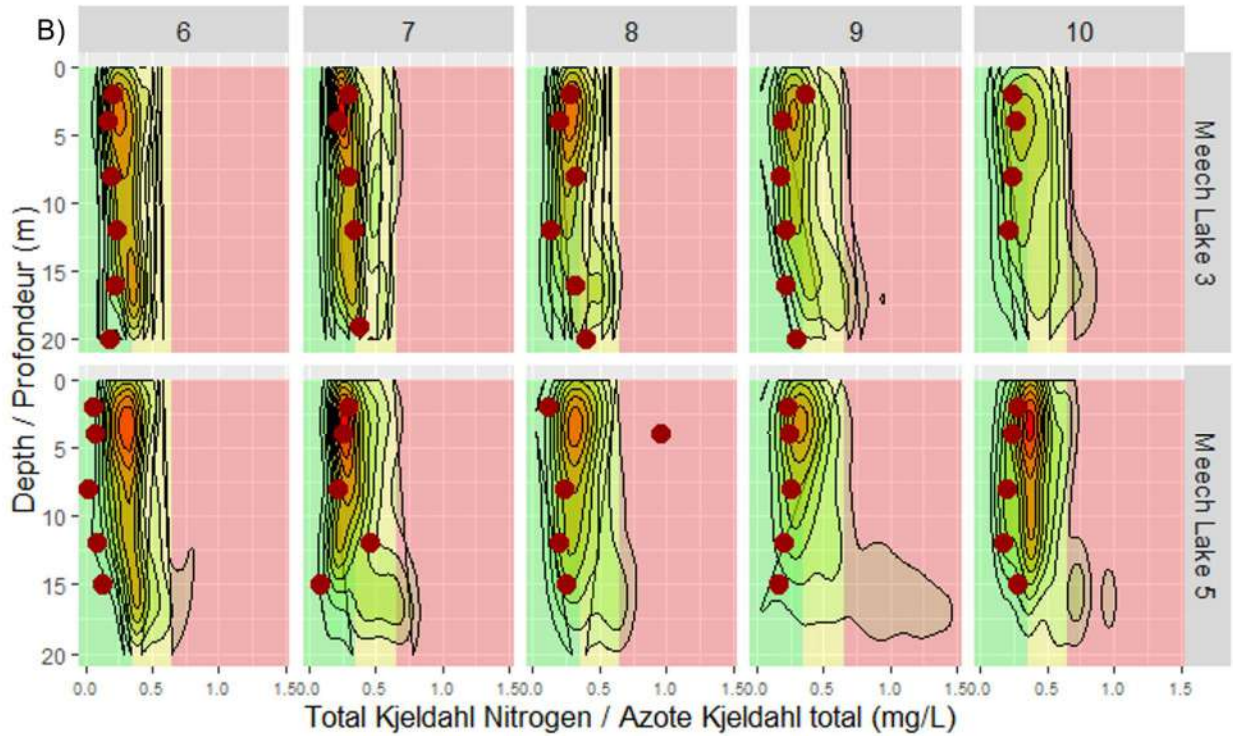
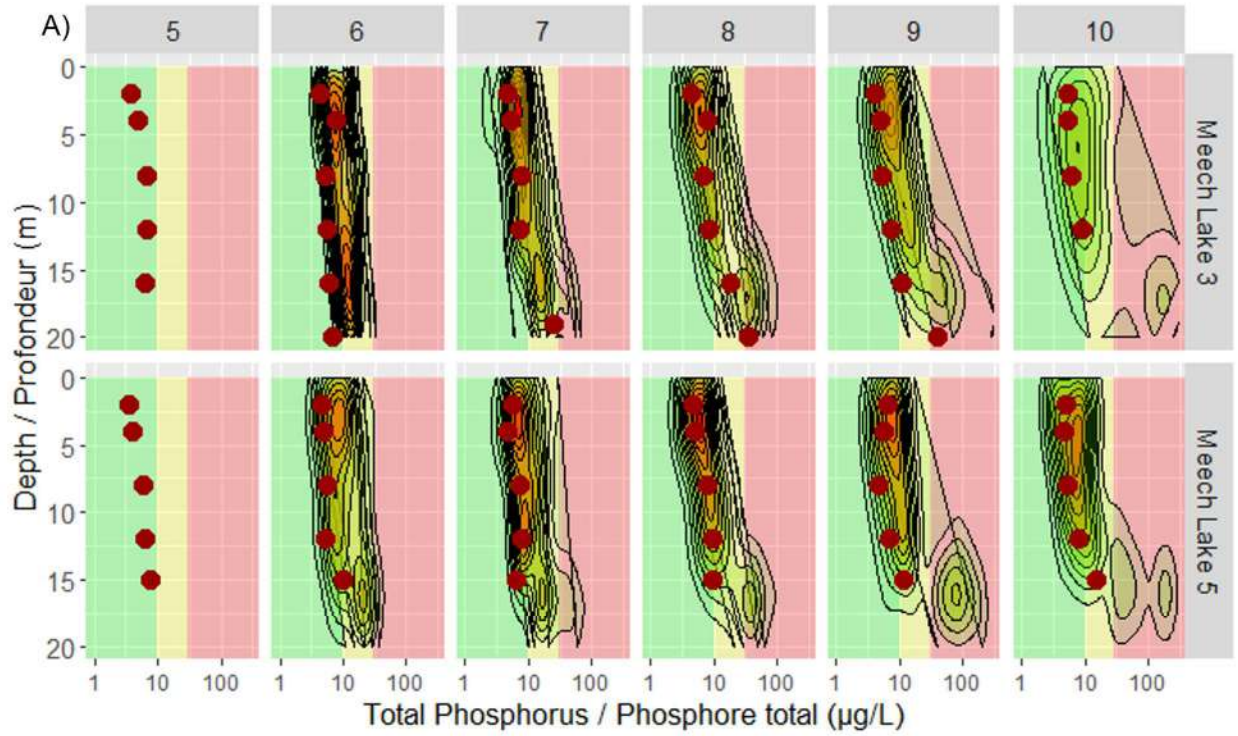


Figure 20 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2014 à 2022, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



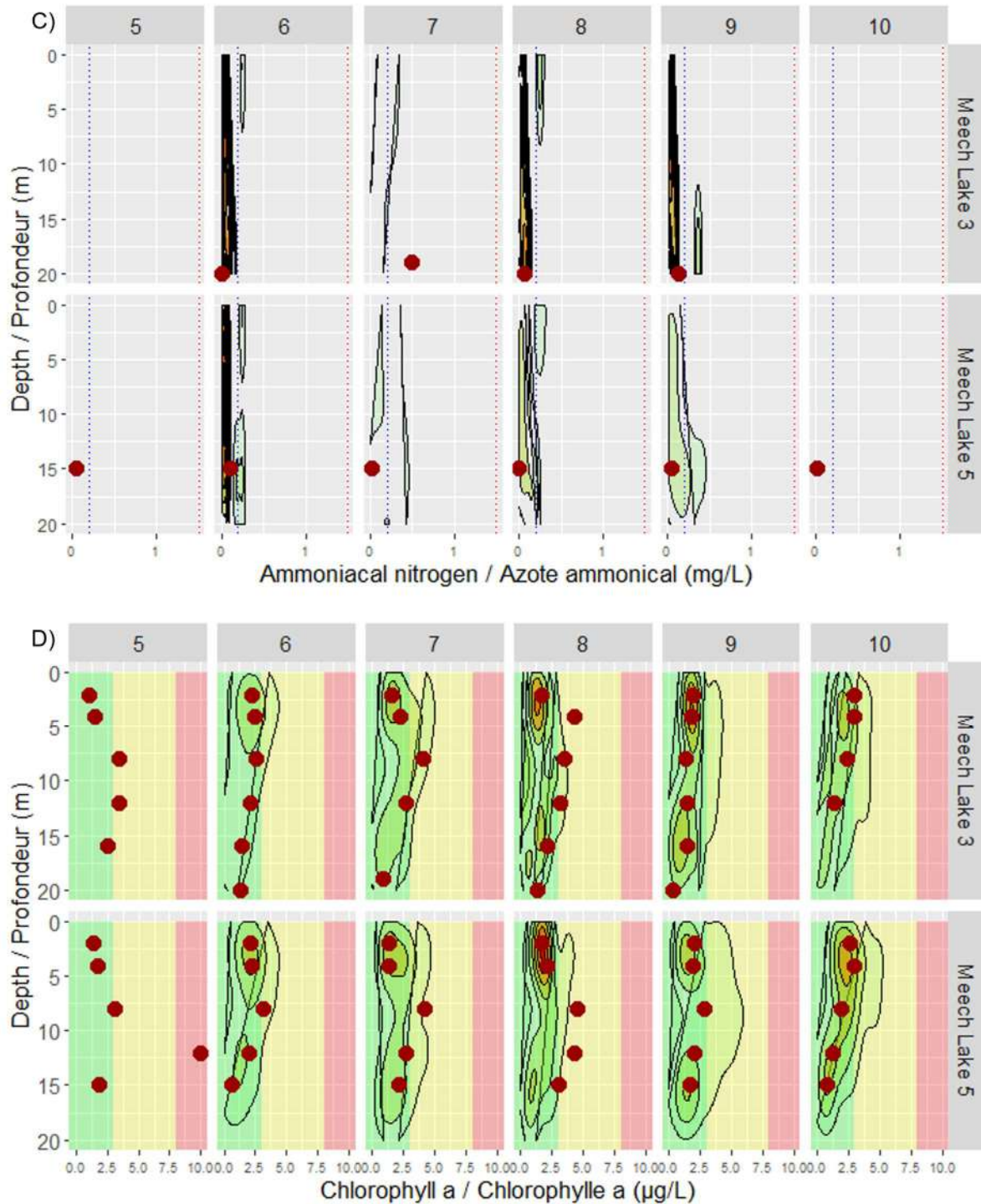


Figure 23 Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2022 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2021. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L; B) < 0,35 mg/L; D) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L; B) 0,35 – 0,65 mg/L; D) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L; B) > 0,65mg/L; D) > 8 µg/L. En C), la ligne pointillée bleu représente le seuil de la contamination de l'OMS (0,2 mg/L) et la ligne pointillée rouge représente le seuil de protection de la vie aquatique (1,5 mg/L).

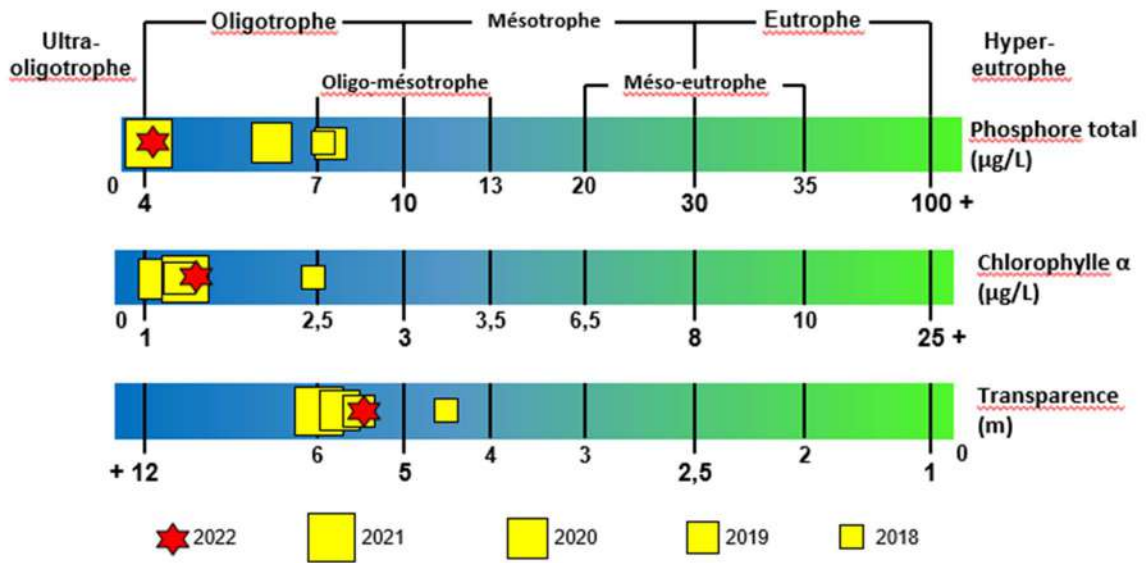


Figure 21 Niveau trophique du lac Meech de 2018 à 2022. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de mai à septembre.

Rivière Gatineau

Résumé

La rivière Gatineau prend sa source dans le réservoir Baskatong, au nord de l'Outaouais, et coule sur 386 km de longueur jusqu'à son embouchure dans la rivière des Outaouais. La qualité de l'eau dans cette rivière, dans les sites étudiés dans le cadre du projet H₂O, semble très bonne et tout à fait convenable à des activités récréatives. Les concentrations en phosphore et en azote sont très basses et correspondent à une classe oligotrophe pour les cours d'eau. Les concentrations historiques en coliformes fécaux ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente et bonne, tel que cela fut le cas en 2022. Puisque les concentrations en phosphore, en azote et coliformes fécaux ne présentent pas de patron évident de l'amont vers l'aval, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de ces nutriments entre Wakefield et Chelsea. La température de l'eau en 2022 était similaire aux années précédentes. Les concentrations en oxygène dissous étaient dans les normales par rapport aux années précédentes, ce qui offre un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène tel que les poissons. La transparence de l'eau, bien que plutôt faible (ce qui est assez commun pour des rivières), est demeurée plutôt constante depuis 2020. La faible transparence est probablement liée à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques compte tenu des faibles concentrations en nutriments. Des épisodes plutôt acides ont marqué les étés 2016, 2017, 2020 et 2021. L'année 2022 a connu des pH beaucoup plus normaux, près de 7,0. Les mesures de pH n'ont pas franchi le seuil inférieur ni supérieur de protection de la vie aquatique au cours du dernier été. À noter que les valeurs de pH de juillet ont été retirées des graphiques car les valeurs mesurées sur le terrain étaient aberrantes, voire impossible. Finalement, la conductivité de la rivière Gatineau est basse, ce qui suggère qu'elle obtient peu d'apports en sel par rapport à son volume d'eau.

Température

Les profils de température sont effectués dans deux sites de la rivière Gatineau, soit GR22 (Baie de Wakefield) et GR151 (Baie de fer à cheval). À ces deux sites, les profils de température en 2022 étaient similaires aux années antérieures au mois de juillet et septembre (Fig 25 A). La température la plus élevée mesurée à l'été 2022 était de 23,2°C au site GR151 en juillet à la profondeur de 1 m. En 2020, la température la plus élevée en avait été de 24,37°C à la profondeur de 1 m au site GR151 en août, ce qui représente la température la plus élevée mesurée à ce jour

pour le mois d'août. En juin 2022, la colonne d'eau (les deux sites confondus) se situait autour de 19°C; en juillet elle était autour de 22,5°C et en août, elle oscillait autour de 22°C. Alors que les trois lacs étudiés dans le cadre du projet H₂O Chelsea montrent une stratification thermique marquée, les deux sites de la rivière Gatineau sont isothermes et ce, tout au long de la saison estivale. Le courant de la rivière brasse constamment les eaux et permet ainsi une distribution assez uniforme de la chaleur à travers la colonne d'eau.

pH

Les mesures de pH dans la rivière Gatineau ont été dans les valeurs normales comparées aux valeurs historiques aux sites GR22 et GR151 au courant de l'été 2022 (Fig 25 B). Les seuils inférieurs et supérieurs pour la protection de la vie aquatique (seuil inférieur : pH de 6,5; seuil supérieur : pH de 8,5) n'ont pas été franchis. En juin, les valeurs se sont situées entre 7,05 et 7,13 au site GR22; et entre 7,04 et 7,12 au site GR151. En août, le pH au site GR22 était de 7,01 à 7,02; puis de 7,06 à 7,07 au site GR151. À noter que les valeurs mesurées en juillet ont été omises des graphiques et ont été qualifiées de valeurs aberrantes car elles étaient supérieures à un pH de 9,0, ce qui est très peu probable. En 2021, certaines valeurs de pH avaient été très élevées alors que d'autres avaient été très faible. Notamment, un minimum de 5,23 au site GR22 en juillet à 15 m de profondeur et une valeur de 8,8 au site GR151 en août à 15 m de profondeur. Heureusement, il semble que l'année 2021 était exceptionnelle, les valeurs de pH sont redevenues normales à l'été 202, très près d'un pH neutre et donc favorables au maintien de l'intégrité écologique. Comme le pH a beaucoup fluctué aux cours des dernières années dans la rivière Gatineau, il serait avisé de garder un œil sur ce paramètre de qualité de l'eau lors des prochains échantillonnages et de veiller à une bonne calibration à chaque sortie sur le terrain.

Conductivité

La conductivité aux deux sites de la rivière Gatineau est plutôt faible, avec une valeur moyenne de 31,9 µS/cm (29,6 à 34,0 µS/cm) en 2022 pour l'ensemble de la colonne d'eau; comparativement à 53,2 µS/cm (45,0 à 69,0 µS/cm) en 2021 et 29,6 µS/cm (26 à 32 µS/cm) au site GR 22 (Fig 26 A). Les valeurs de conductivité au site GR151 étaient semblables avec une moyenne de 34,3 µS/cm (30,7 à 37,7 µS/cm) en 2022; 57,8 µS/cm (45,0 à 72,0 µS/cm) en 2021 et 30,6 µS/cm (27,0 à 34,0 µS/cm) en 2020. Ces valeurs s'apparentent à la majorité des mesures

prises durant les années passées, voir même inférieures pour le mois de juin et août, et correspondent à la gamme inférieure des valeurs de conductivité typiques pour les lacs et les rivières en Amérique du nord, soit de 20 à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kalff, 2001). Il semble donc que la géologie du bassin versant de la rivière Gatineau lui fournisse peu de sels dissous. Aussi, le sel de déglacage appliqué sur les routes ne semble pas affecter significativement le contenu en sels dissous dans la rivière, ou du moins, pas durant l'été.

Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous (OD) sont relativement élevées dans l'ensemble de la colonne d'eau de la rivière Gatineau, et ont été dans les moyennes par rapport aux années précédentes en 2022 (Fig 26 B). Les valeurs d'OD sont uniformes à toutes les profondeurs de la rivière. En 2022, les valeurs d'OD les plus élevées étaient en juin, avec 9,39 à 9,43 mg/L au site GR22 et 9,17 à 9,20 mg/L au site GR151. Par la suite, les valeurs se situaient entre 7,70 et 7,74 mg/L en juillet au site GR22 et 7,55 à 7,65 mg/L au site GR151; puis entre 7,89 et 7,92 mg/L en août au site GR22 et 7,82 à 7,86 mg/L au site GR151. Ainsi, toutes les mesures prises en 2022 étaient bien au-dessus du seuil de protection de la vie aquatique de 6 mg/L, tel que c'est normalement le cas dans la rivière Gatineau. Seulement le mois de juillet en 2017 avait connu des concentrations en deçà du seuil de protection de la vie aquatique. Contrairement aux lacs, le courant dans la rivière Gatineau permet un brassage constant, fournissant ainsi un apport en oxygène dans les couches d'eau plus profondes.

Phosphore total

La moyenne estivale des concentrations en phosphore total (PT) dans la rivière Gatineau avait légèrement augmenté en 2017 et ce, pour tous les sites de la rivière. En 2018, les concentrations de ce nutriment ont diminué pour atteindre des moyennes très semblables à l'année 2016, soit parmi les moyennes les plus faibles depuis 2014. Les moyennes estivales ont ensuite légèrement augmenté en 2019, puis se revenues à un niveau semblable à 2018 lors des étés 2020 à 2022 (Fig 27 A). La moyenne annuelle en 2022, tous les sites confondus, était de 9,6 $\mu\text{g}/\text{L}$ (6,5 à 14,0 $\mu\text{g}/\text{L}$); contre 8,2 $\mu\text{g}/\text{L}$ (2,8 à 12,0 $\mu\text{g}/\text{L}$) en 2021; 8,5 $\mu\text{g}/\text{L}$ (6,8 à 11,0 $\mu\text{g}/\text{L}$) en 2020 et 11,0 $\mu\text{g}/\text{L}$ (7,3 à 16,0 $\mu\text{g}/\text{L}$) en 2019. Les analyses de PT sont effectuées à 1 m de profondeur dans la rivière.

De 2014 à 2016, les concentrations moyennes diminuaient légèrement de l'amont vers l'aval, alors qu'en 2017, elles tendaient plutôt à augmenter de l'amont vers l'aval, quoi que la différence de concentration moyenne entre les sites était non-significative. En 2021 et 2022, il n'y avait pas de tendance claire. De l'amont vers l'aval, les concentrations moyennes au cours de l'été 2022 étaient de 9,6 µg/L (GR22); 10,3 µg/L (GR70); 9,1 µg/L (GR90) et 9,4 µg/L (GR151). En somme, compte tenu des variations annuelles, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de phosphore de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea. Malgré les fluctuations de PT depuis 2014, les concentrations moyennes estivales annuelles des quatre sites de la rivière Gatineau correspondent à un niveau oligotrophe selon le système de classification du MELCCFP.

Azote Kjeldahl total

Les moyennes de concentration en azote Kjeldahl total (NKT) sont plutôt faibles dans la rivière Gatineau et correspondent à une classe oligotrophe (Fig 27 B). Les concentrations sont demeurées plutôt stables des 2014 à 2021, avec une légère augmentation en 2022. La concentration annuelle, tous sites confondus, était de 0,43 mg/L (0,21 à 0,81 mg/L) en 2022; contre 0,31 mg/L (0,15 à 0,5 mg/L) en 2021; 0,45 mg/L (0,33 à 0,75 mg/L) en 2020 et 0,48 mg/L (0,15 à 1,5 mg/L) en 2019. La différence entre les moyennes de 2014, 2015 et 2016 sont en grande partie causées par des changements de la limite de détection. En 2014, la limite de détection de NTK était de 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 ont obtenu un résultat sous la limite de détection et se sont donc vu attribuer la valeur de 0,35 mg/L dans la base de données. En 2015, la limite de détection est passée à 0,3 mg/L, ce qui a permis de détecter les concentrations plus basses que l'année précédente. En 2016, la limite de détection est revenue à 0,7 mg/L.

On remarque une moyenne particulièrement élevée au site GR22 en 2019. Trois échantillonnages ont eu lieu durant cette année avec des résultats de 0,49 mg/L; 1,5 mg/L et 0,4 mg/L. Cette moyenne élevée est donc attribuable à une seule mesure particulièrement élevée, qui correspondait à une classe mésotrophe. Comme il s'agit d'un seul résultat élevé, cela est peu inquiétant, il peut s'agir d'une contamination de l'échantillon ou d'un événement ponctuel. En

2022, tous les échantillons ont obtenu une concentration en NKT correspondant à la classe oligotrophe (<0,75 mg/L) à l'exception d'un seul échantillon avec une valeur de 0,81 mg/L, ce qui correspond à la classe mésotrophe. De 2014 à 2022, les concentrations en NKT étaient relativement constantes de l'amont vers l'aval entre les quatre sites à l'étude, on ne remarque aucun patron constant d'augmentation ou de diminution de l'amont vers l'aval. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle et importante d'azote le long de la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea.

Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont mesurés aux sites GR70 (quai public de Farm Point) et GR90 (rampe à l'eau Burnett) de la rivière Gatineau depuis l'année 2000. Les sites GR1, GR2 et GR3; tous en aval du site GR151 (Fig 1) ont été ajoutés en 2021 pour suivre ce paramètre uniquement. Depuis le début du programme H₂O, les moyennes estivales ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente (< 20 UFC/100 ml) et bonne (20 à 100 UFC/100 ml) (Fig 28 A). Au site GR70, la moyenne estivale minimum atteinte a été de 2,1 UFC/100 ml (2013) alors que le maximum a été de 62,8 UFC/100 ml (2008). À l'été 2022, les sites GR70 et GR 90 ont eu une moyenne correspondant à une excellente qualité de l'eau, avec 8,7 et 10,1 UFC/100 ml, respectivement.

Le site GR1 a obtenu des résultats très élevés à l'été 2022, avec des mesures de >6000 UFC/100 ml en juin, 3000 UFC/100 ml en juillet et 300 UFC/100 ml en août, pour une moyenne estivale de 373 UFC/100 ml. En 2021, la moyenne était de 217 UFC/100 ml (35 à 600 UFC/100 ml). Cette situation est inquiétante, ces résultats sont extrêmement élevés. Le MELCCFP indique qu'à plus de 200 UFC/100 ml, la baignade et autres contacts directs avec l'eau sont compromis. À plus de 1000 UFC/100 ml, ce sont tous les usages récréatifs qui sont compromis, y compris les usages indirects tel que le canot, le kayak, la planche à pagaie et la pêche.

Les sites GR2 et GR3 ont quant à eux obtenu des moyennes correspondant à une bonne qualité de l'eau, avec 26,3 et 66,5 UFC/100 ml, respectivement. Toutefois, le site GR3 avait obtenu une moyenne de 198 UFC/100 ml en 2021, avec des résultats entre 35 et 4300 UFC/100 ml. Les

résultats sont donc très inconstants à ce site et certaines mesures sont extrêmement élevées, comme au site GR1.

En termes de variabilité spatiale, les données historiques ne semblaient pas indiquer un patron constant de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau. Historiquement, les moyennes en coliformes fécaux ont parfois été similaires aux sites GR70 et GR90, parfois plus hautes au site GR70 et parfois plus hautes au site GR90. Cependant, en 2022, les coliformes fécaux ont augmenté de l'amont vers l'aval, mis à part le site GR1 qui était exceptionnellement élevé. Il semble donc y avoir eu, en 2022, des sources ponctuelles ou importantes entre le barrage de Chelsea et les rapide Farmer's.

Transparence

La transparence est mesurée à l'aide d'un disque de secchi (voir la section « Méthodologie ») et dépend principalement de la quantité de particules organiques et non organiques dans l'eau. Cette variable a été mesurée aux sites GR122, GR70, GR90 et GR151 de la rivière Gatineau à partir de 2009. De manière générale, la profondeur de secchi est plutôt faible et a varié de 0,7 m (GR90 en juin 2010) à 3,10 m (GR20 en septembre 2016) dans la rivière Gatineau depuis le début du programme H₂O Chelsea (Fig 28 B). Les moyennes annuelles de transparence ont fluctué autour de 1,4 à 2,4 m depuis 2009. En 2022, les moyennes étaient de 1,8 m (1,5 à 2,0 m); 1,9 m (1,5 à 2,1 m); 1,9 m (1,9 à 2,0 m) et 2,15 m (2,0 à 2,3 m); de l'amont vers l'aval; ce qui est comparable aux valeurs historiques. La profondeur de secchi peut renseigner sur le niveau trophique lorsque la turbidité est principalement causée par la présence de phytoplancton dans un plan d'eau. Cependant, dans le cas de la rivière Gatineau, il est fort probable que la turbidité résulte davantage de particules inorganiques dans l'eau que de phytoplancton. Une première raison est que les concentrations en nutriments y sont très faibles (Fig 27 A et B), correspondant à une classe oligotrophe. Deuxièmement, une grande partie de la rivière Gatineau, de ses berges et de son bassin versant repose sur des sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation (SIGEOM, 2017). Puisque ces derniers sont non consolidés, ils sont relativement faciles à transporter lors du ruissellement, puis amenés vers la rivière Gatineau. Il est donc fort probable

que la faible transparence de la rivière Gatineau soit principalement due à la présence de particules inorganiques, tels que des sédiments, plutôt que de phytoplancton.

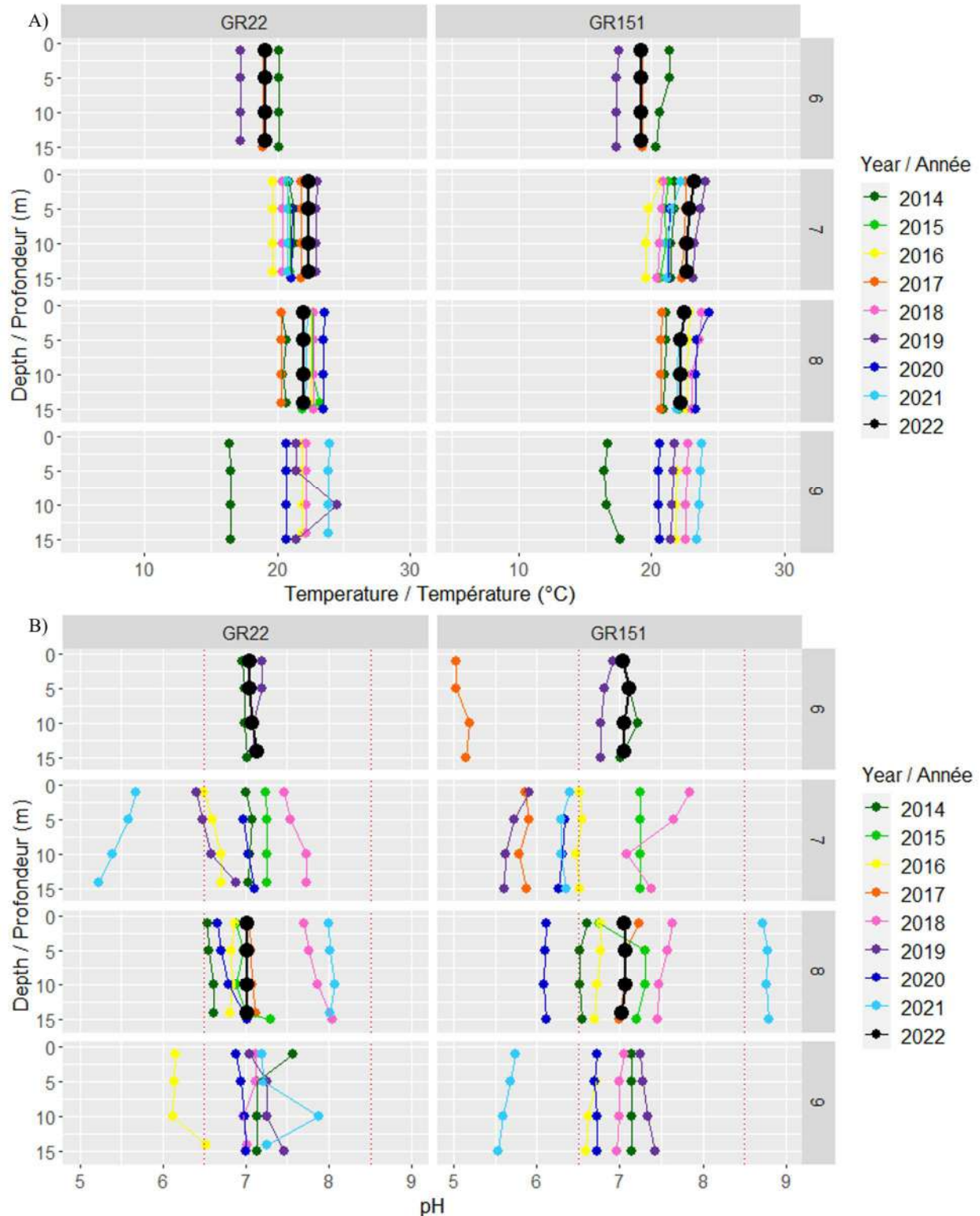


Figure 22 Profils de A) température aux sites GR22 et GR151 de la rivière Gatineau et B) de pH aux sites GR22 et GR151. Les deux lignes pointillées rouges en B) indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0.

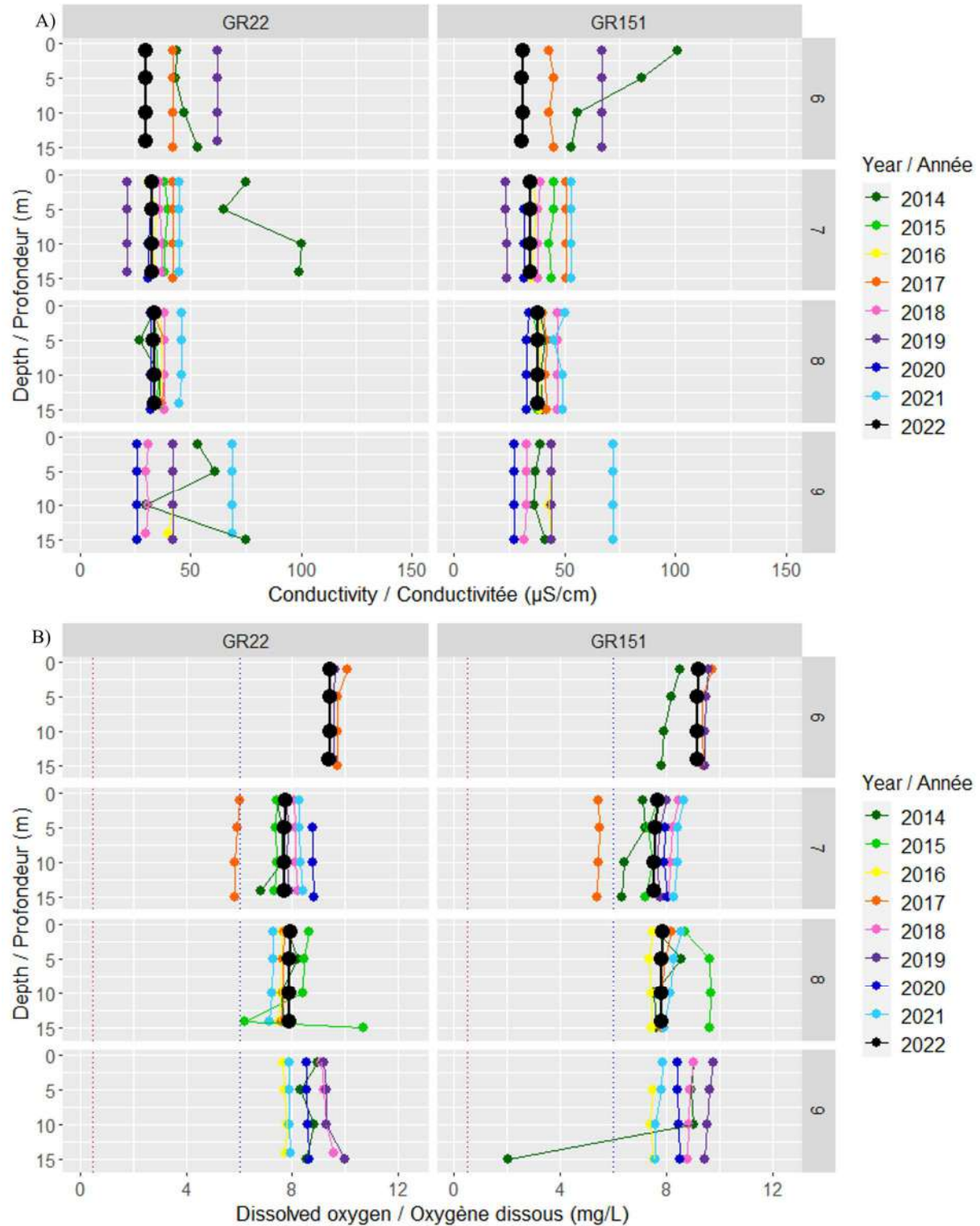
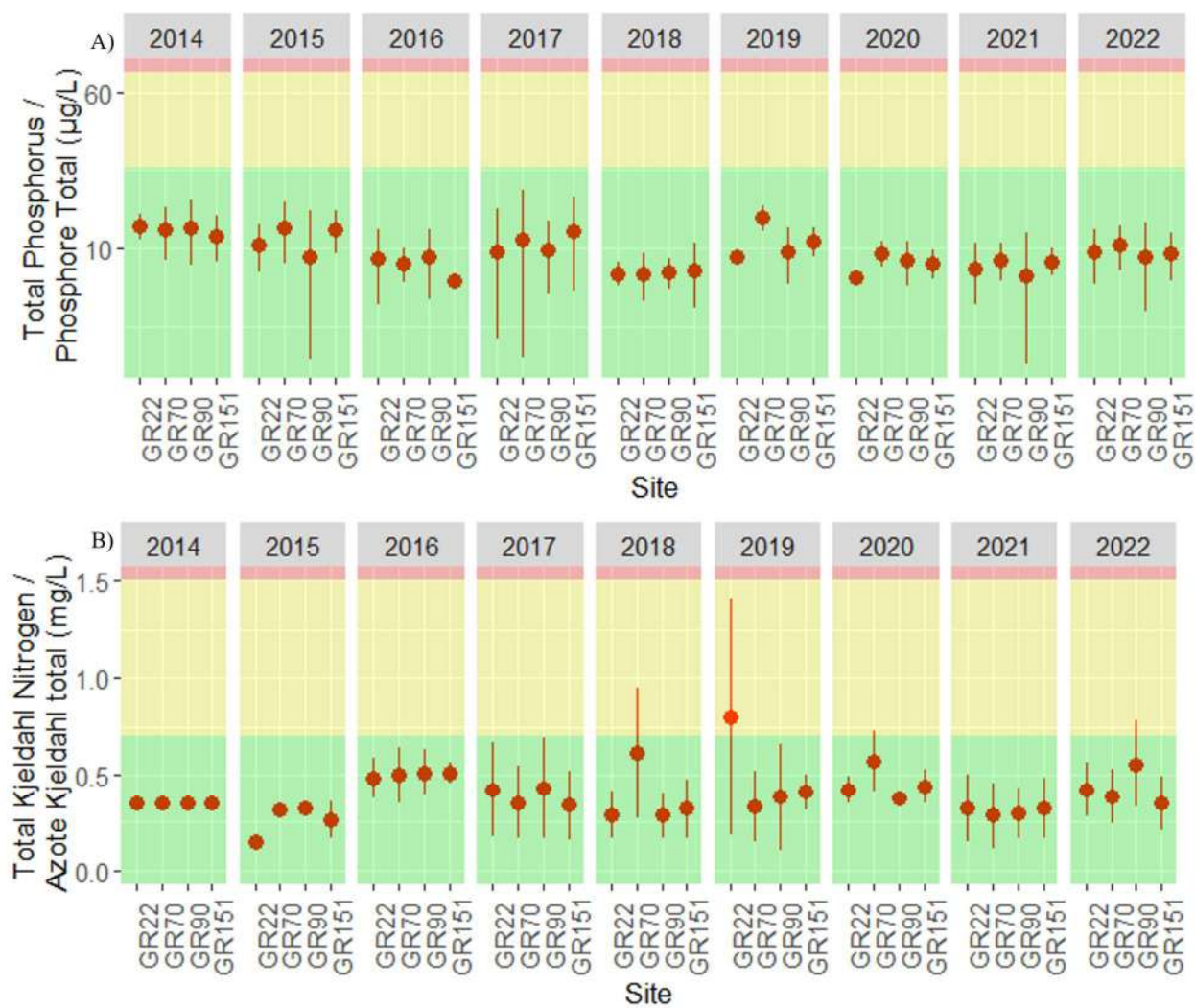


Figure 23 Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



Site ID	Site correspondent/Corresponding site
GR 22	Baie de Wakefield/Wakefield Bay
GR 70	Quai public de Farm Point/Farm Point public dock
GR 90	Rampe à bateau Burnett/Burnett boat ramp
GR 151	Baie fer à cheval/Horseshoe Bay
GR 1	Chemin Mill/Mill rd
GR 2	Chemin du Barrage/Barrage rd
GR 3	Rapides Farmer's/Farmer's rapids

Figure 24 A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) et B) moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A) $< 25 \mu\text{g/L}$, B) $< 0,70 \text{ mg/L}$; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A) $25 - 75 \mu\text{g/L}$, B) $0,70 - 1,50 \text{ mg/L}$; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A) $> 75 \mu\text{g/L}$, B) $> 1,50 \text{ mg/L}$.

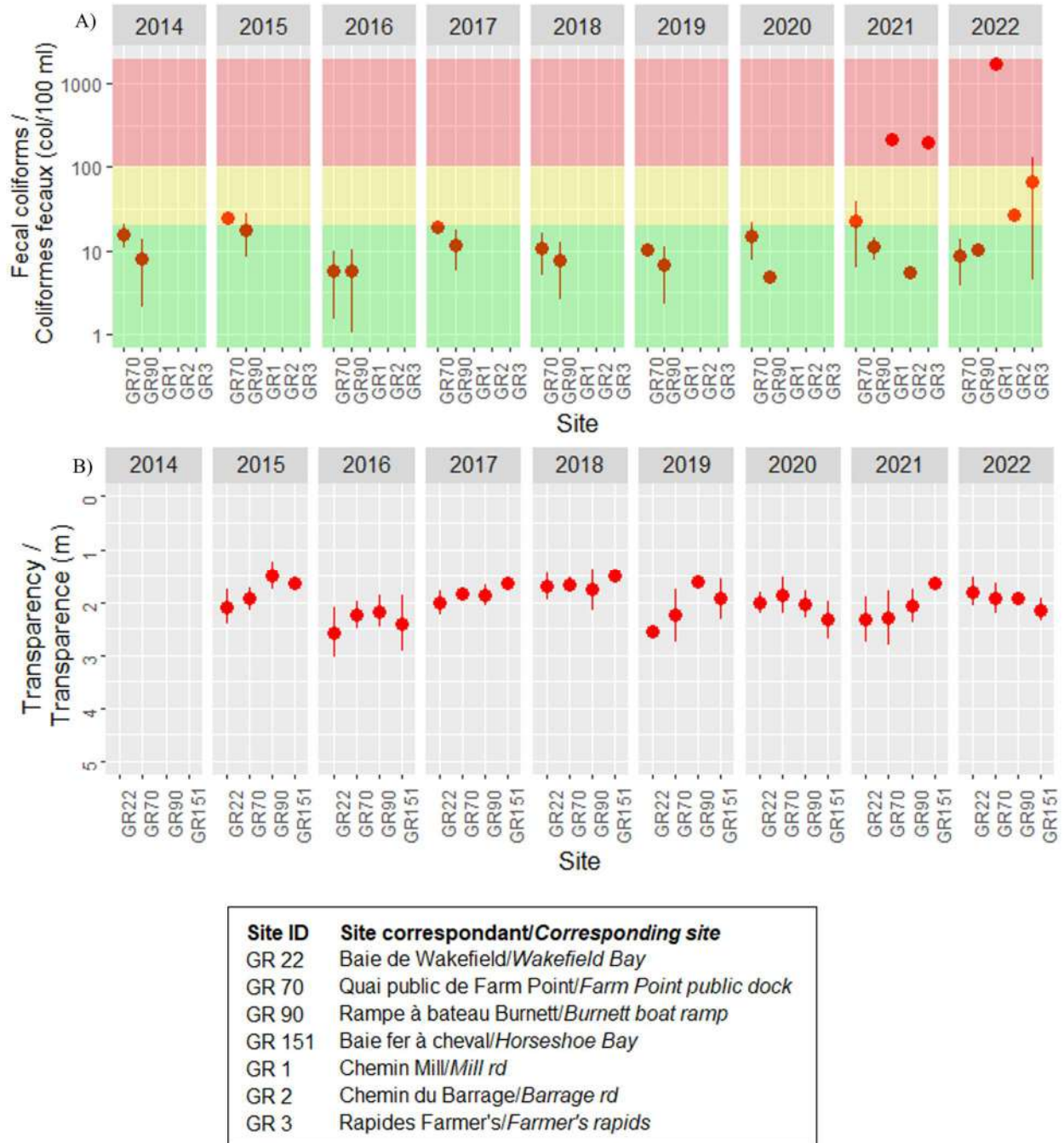


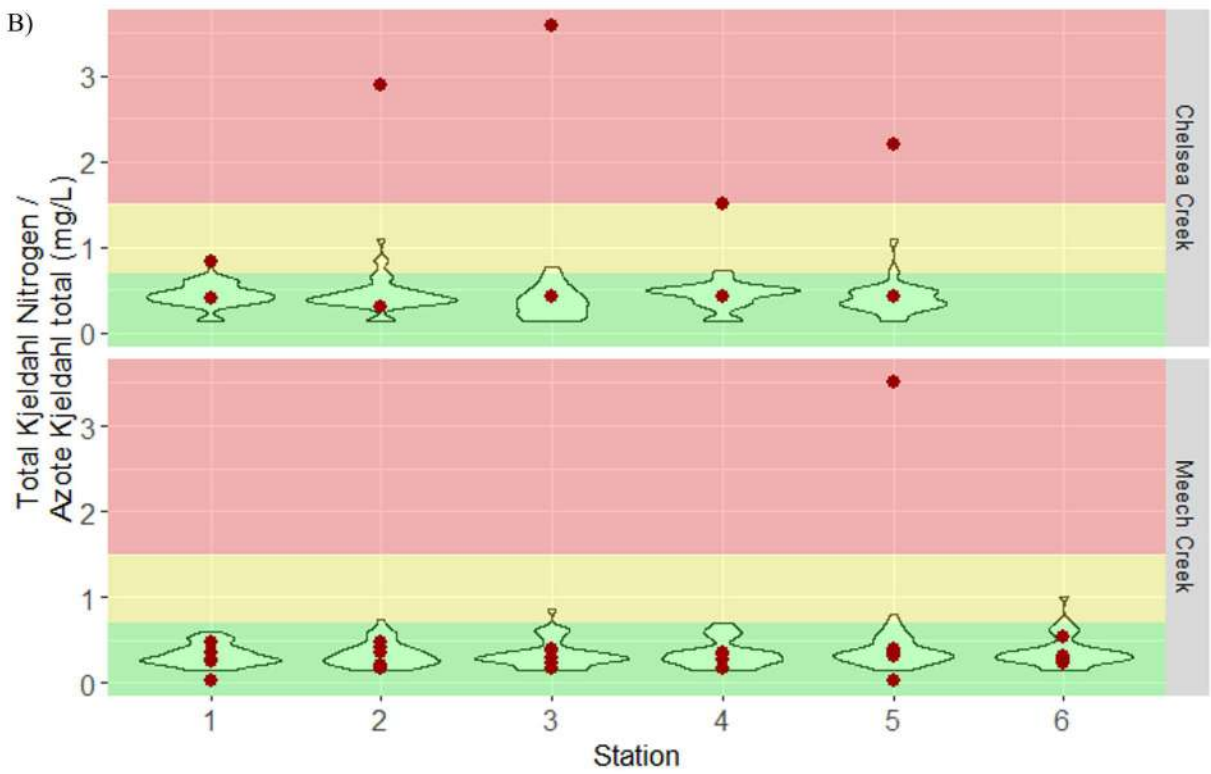
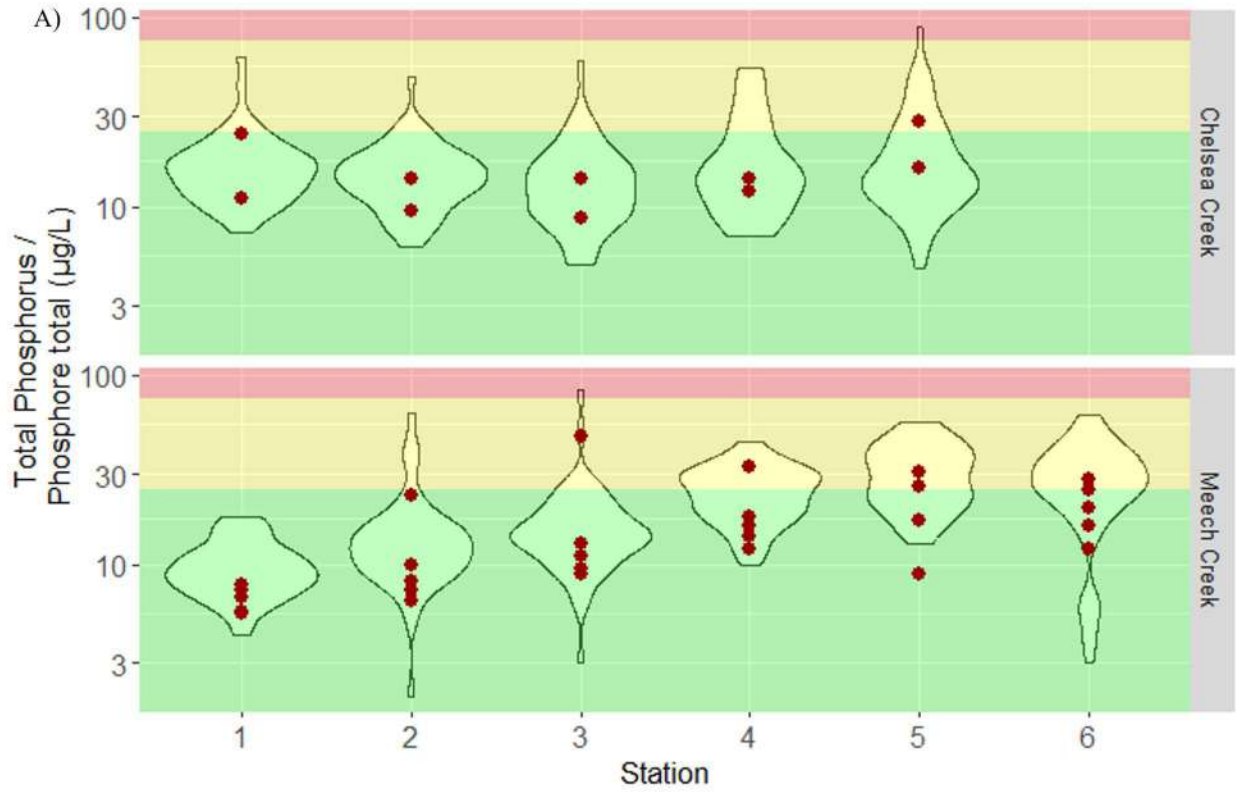
Figure 25 A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux (\pm écart-type) et B) moyennes de la transparence (\pm écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe (> 5 m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe ($< 2,5$ m).

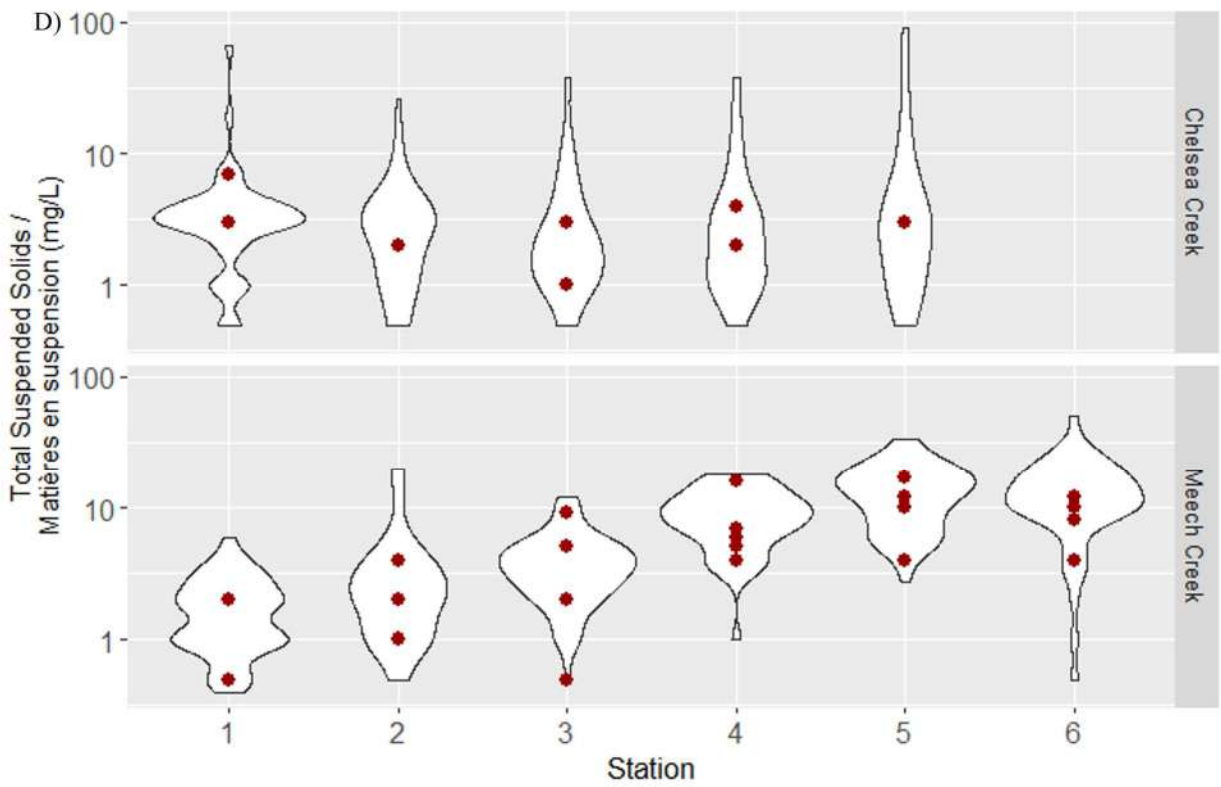
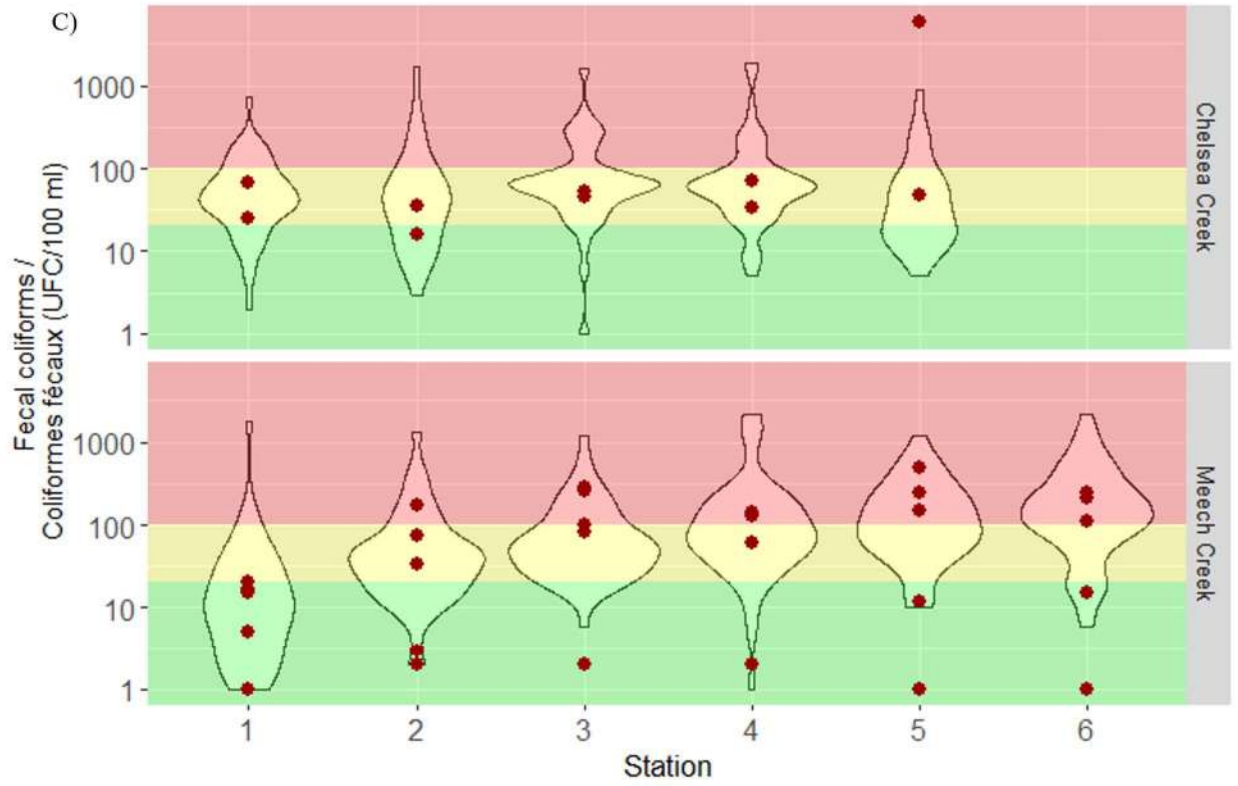
Ruisseaux Chelsea et Meech

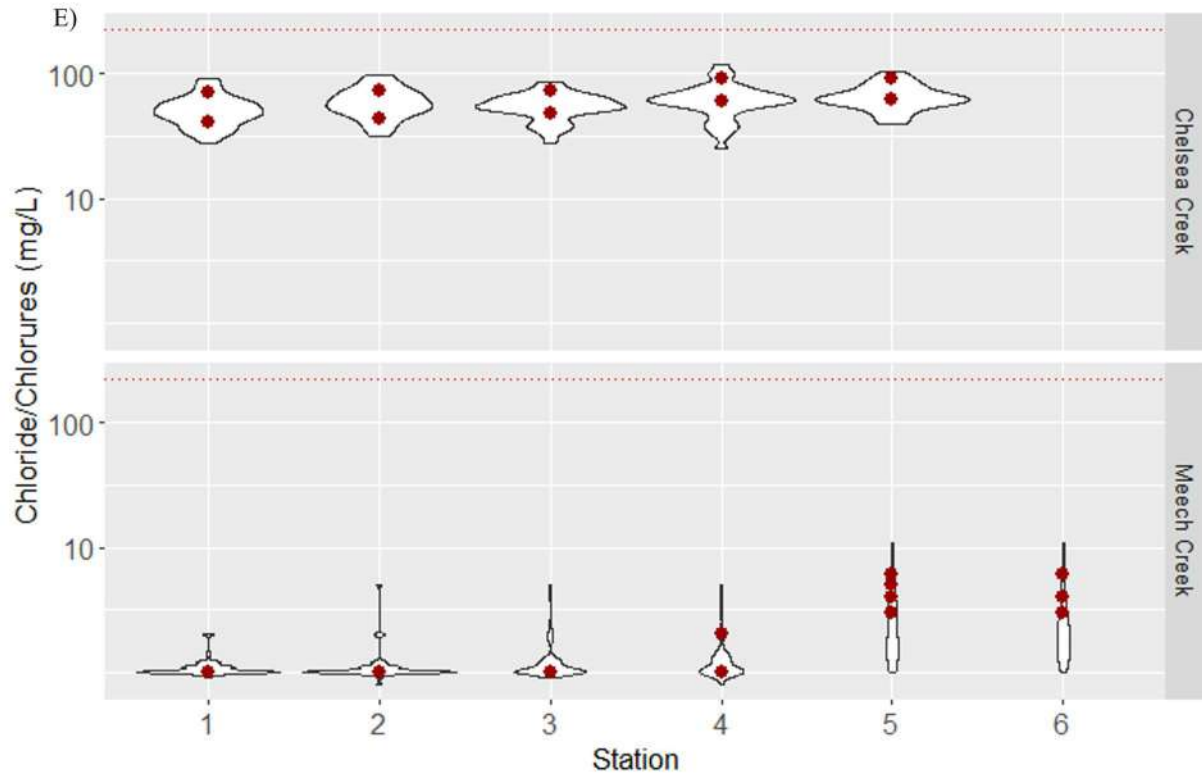
La présente section fournit un aperçu comparatif entre les ruisseaux Chelsea et Meech. Une description plus détaillée de chacun des ruisseaux sera présentée dans les sections subséquentes. Le ruisseau Hayworth est quant à lui discuté dans la section « Lac Mountains et ruisseau Hayworth ».

Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) (Fig 29 A et B). Si les concentrations en PT semblent stables de l'amont vers l'aval depuis le début du programme H₂O Chelsea dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montre plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Ce patron est également présent pour l'azote (NKT). À l'été 2022, certaines mesures de NKT ont été anormalement élevées par aux années précédentes dans le ruisseau Chelsea, correspondant à la classe eutrophe pour ce paramètre de qualité de l'eau. Dans le ruisseau Meech, une seule mesure a été particulièrement élevée au cours de l'été 2022. En ce qui a trait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu en 2022 des valeurs semblables aux valeurs historiques, correspondant dans la grande majorité des cas à une qualité d'eau « bonne » (Fig 29 C). Une mesure fait toutefois exception avec >6000 UFC/100 ml (soit la limite de détection supérieure) au site C9 en juillet, ce qui est extrêmement élevé et même dangereux pour la santé humaine et animale. Dans le ruisseau Meech, les valeurs historiques correspondaient pour la plupart à une « bonne » qualité de l'eau dans les sites Mout à M12, et « médiocre » pour les sites M13A et M14. En 2022, plusieurs mesures correspondaient à une qualité d'eau « médiocre » dans tous les sites sauf Mout. Les valeurs de l'été 2022, tout comme les valeurs historiques, montraient un patron spatial d'augmentation des coliformes fécaux de l'amont vers l'aval. Le ruisseau Chelsea ne montre habituellement pas de patron spatial de l'amont vers l'aval, ce qui fut encore le cas en 2022. Les matières en suspension ont connu une augmentation de concentration de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, alors que les concentrations dans le ruisseau Chelsea étaient plutôt constantes, comme cela était également le cas lors des années précédentes (Fig 29 D) Les matières en suspension sont plus élevées dans le ruisseau Meech que dans le ruisseau Chelsea. Les concentrations en chlorures étaient nettement plus élevées dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech, bien qu'elles n'atteignent jamais le seuil de protection de la vie aquatique

(Fig 29 E). Ceci est probablement dû au fait que le ruisseau Chelsea passe dans le vieux Chelsea et par plus de zones habitées que le ruisseau Meech, recevant ainsi du sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver.







Site correspondant/Corresponding site		
Station	Ruisseau Chelse/Chelsea Creek	Ruisseau Meech/Meech Creek
1	C2 (Entrée CCN/NCC Entrance)	Mout (Décharge lac Meech/Meech lake outflow)
2	C4 (Aval Old Chelsea/Downstream Old Chelsea)	M10 (Pont Cowden/Cowden bridge)
3	C7 (Tributaire-aval/Tributary - mouth)	M11 (Stationnement 16/Parking lot 16)
4	C8 (Autoroute 5/Highway 5)	M12 (Pont couvert chemin Cross Loop/Cross Loop rd covered bridge)
5	C9 (Route Fleury/Fleury Road)	M13A (Route 105/105 Road)
6	-	M14 (Chemin St-Clément/St-Clement rd)

Figure 26 Valeurs en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension et E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L). Les points rouges indiquent les valeurs mesurées en 2022 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2021. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite).

Ruisseau Chelsea

Résumé

La qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea était plutôt bonne en 2022, bien que plusieurs signes de dégradations soient présents depuis 2021 et ce, au niveau des nutriments, des coliformes fécaux et des ions. Les moyennes estivales en phosphore total étaient très basses de 2018 à 2020 et ont augmenté en 2021-2022, mais demeurent dans la classe oligotrophe selon ce critère. Les concentrations en azote avaient diminué en 2015-2017, sont demeurées stables en 2017-2020, puis ont considérablement augmenté en 2021. Alors que les moyennes correspondaient à la classe oligotrophe de 2014 à 2021, elles ont atteint les classes mésotrophes et eutrophes en 2022, ce qui est à surveiller sérieusement. Les coliformes fécaux étaient demeurés plutôt constants de 2016 à 2019, avaient diminué en 2020, puis ont augmenté en 2021-2022. La grande majorité des échantillonnages de 2016 à 2019 correspondait à une bonne qualité de l'eau puis, en 2022, quatre sites ont connu une moyenne estivale correspondant à une bonne qualité de l'eau alors qu'un site avait une qualité de l'eau médiocre. Les matières en suspension avaient également diminué en 2015-2017, étaient demeurées stables en 2017-2020 et avaient légèrement augmenté à nouveau en 2021. Les concentrations en 2022 étaient similaires à celles de 2019-2020. Pour ce qui est des ions, les concentrations en chlorures sont demeurées plutôt stables de 2018 à 2022 et augmentent de l'amont vers l'aval, ce qui suggère la présence de sources d'ions le long du ruisseau Chelsea, par exemple les sels de déglacage et abrasifs et les fertilisants.

Le ruisseau Chelsea compte cinq stations d'échantillonnage (Fig 1). En 2022 et 2021, le ruisseau a été échantillonné deux fois, contre trois fois en 2020. La station la plus en amont se trouve à l'entrée de la CCN sur le chemin Scott (C2), suivi d'une station en aval du vieux Chelsea (C4), d'une station en aval d'un ruisseau tributaire (C7), d'une station près de l'autoroute 5 (C8) et d'une station à côté du chemin Fleury (C9). Un échantillonnage intensif sur douze sites le long du ruisseau Chelsea, effectué de 2005 à 2008, avait permis d'observer des zones de forte érosion tels des glissements de terrains localisés et des sapements de berges dans la partie inférieure du ruisseau. Ces zones d'érosion ont certainement contribué à la dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea. En 2008, plusieurs sites d'échantillonnage ont été abandonnés pour une multitude de raisons dont la constance entre les résultats interannuels et des coupures budgétaires.

Un nouveau site près de l'autoroute 5 (C8) a été cependant ajouté pour noter les changements possibles dans le développement résidentiel du secteur.

Phosphore total et azote Kjeldahl total

Les concentrations en nutriments avaient diminué de 2015 à 2017, étaient demeurés stables de 2017 à 2020 puis ont augmenté en 2021-2022, bien qu'elles demeurent dans la classe de cours d'eau oligotrophe pour le phosphore total (PT), mais mésotrophe à eutrophe pour le NKT (Fig 30 A et B). La moyenne estivale en PT, tous les sites confondus, est passée de 11,1 µg/L en 2020 à 16,5 µg/L en 2021 et 15,14 µg/L en 2022. De l'amont vers l'aval, les moyennes estivales par site étaient de 17,5 µg/L; 11,8 µg/L; 11,4 µg/L; 13,0 µg/L et 22,0 µg/L, respectivement. Une moyenne < 25 µg/L est considérée oligotrophe. En termes de variation spatiale, les concentrations en PT ont été stables le long du ruisseau de 2019 à 2020, alors qu'elles étaient plus élevées au site le plus en aval en 2021 et 2022. Comme aucun patron spatial n'est constant à travers les années, il ne semble pas y avoir de sources constantes de phosphore le long du ruisseau Chelsea.

Les résultats d'azote Kjeldahl total (NKT) de 2022 sont inquiétants. La moyenne estivale du dernier été, tous les sites confondus, était de 1,30 mg/L (0,30 à 3,60 mg/L); contre 0,5 mg/L (0,38 à 1,10 mg/L) en 2021; 0,31 mg/L (0,15 à 0,47 mg/L) en 2020 et 0,39 mg/L (0,15 à 0,47 mg/L) en 2019. Historiquement, la valeur de NKT la plus élevée à ce jour avait été de 1,1 mg/L, au site C4 en 2016. Le même résultat a été obtenu en 2021, en juillet au site C9. Les résultats obtenus en 2022 de 3,6 mg/L (C7 en juillet); 2,9 mg/L (C4 en juillet); 2,2 mg/L (C9 en juillet) et 1,5 mg/L (C8 en juillet) constituent donc une nouvelle série des résultats les plus élevés depuis le début du programme H2O Chelsea. Comme tous ses résultats ont été obtenus en juillet, ils découlent peut-être d'une erreur d'analyse au laboratoire, ou encore d'une contamination dans les bouteilles utilisées lors de cet échantillonnage. Si ces résultats reflètent bel et bien les concentrations réelles dans le ruisseau Chelsea, la situation est inquiétante car elle représenterait une sérieuse dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau. Heureusement, les résultats obtenus lors de l'échantillonnage en août étaient similaires aux valeurs historiques (0,30 à 0,43 mg/L; moyenne de 0,40 mg/L pour l'ensemble des sites en août). Quant au patron spatial, les différentes années montrent différents patrons d'augmentation ou de diminution de l'amont vers l'aval. Il semble

donc qu'il n'y ait pas de source d'azote importante et constante le long du ruisseau Chelsea. Il est cependant à noter que durant le programme H₂O des Collines, de 2011 à 2013, seulement deux sites étaient échantillonnés dans le ruisseau Chelsea, soit C8 et C9. De plus, la limite de détection durant ces années était de 1 mg/L, contre 0,7 mg/L en 2014. Tous les échantillons de 2011 à 2013 ont été sous la limite de détection de 1 mg/L et ont donc eu la valeur de 0,5 mg/L; alors que les échantillons sous la limite de détection en 2014 se sont vus octroyé la valeur de 0,35 mg/L, soit la moitié de la limite de détection de 0,7 mg/L durant cette année.

Coliformes fécaux

Les dénombrements de coliformes fécaux ont graduellement diminué de 2016 à 2020 et correspondaient à une qualité d'eau excellente à bonne (Fig 30 C). En 2021, les valeurs de coliformes ont augmenté à tous les sites du ruisseau Chelsea. Seul le site C2 a obtenu une moyenne correspondant à une bonne qualité d'eau avec moyenne estivale de 91 UFC/100 ml (76 à 100 UFC/100 ml), alors que les autres sites ont eu une moyenne supérieure au seuil de qualité médiocre. En 2022, les moyennes estivales ont été, de l'amont vers l'aval, de 41 UFC/100 ml (25 à 68 UFC/100 ml); 24 UFC/100 ml (16 à 36 UFC/100 ml); 49 UFC/100 ml (46 à 52 UFC/100 ml); 49 UFC/100 ml (33 à 72 UFC/100 ml) et 537 UFC/100 ml (48 à >6000 UFC/100 ml). Le résultat de >6000 UFC/100 ml, mesuré au site C9 en juillet est très surprenant et constitue du jamais vu au ruisseau Chelsea. Heureusement, le second résultat le plus élevé était de 72 UFC/100 ml à l'été 2022, au site C8 en août. Pour ce qui est du site C9, l'autre résultat était de 48 UFC/100 ml, mesuré en août. Il semble donc que la très haute concentration en coliformes fécaux n'était que passagère au ruisseau Chelsea. Il en demeure tout de même que les coliformes que la situation est à surveiller, car ce paramètre est en augmentation en 2021-2022 et que les coliformes fécaux peuvent avoir des effets néfastes importants sur la santé humaine et animale en cas de contact avec l'eau.

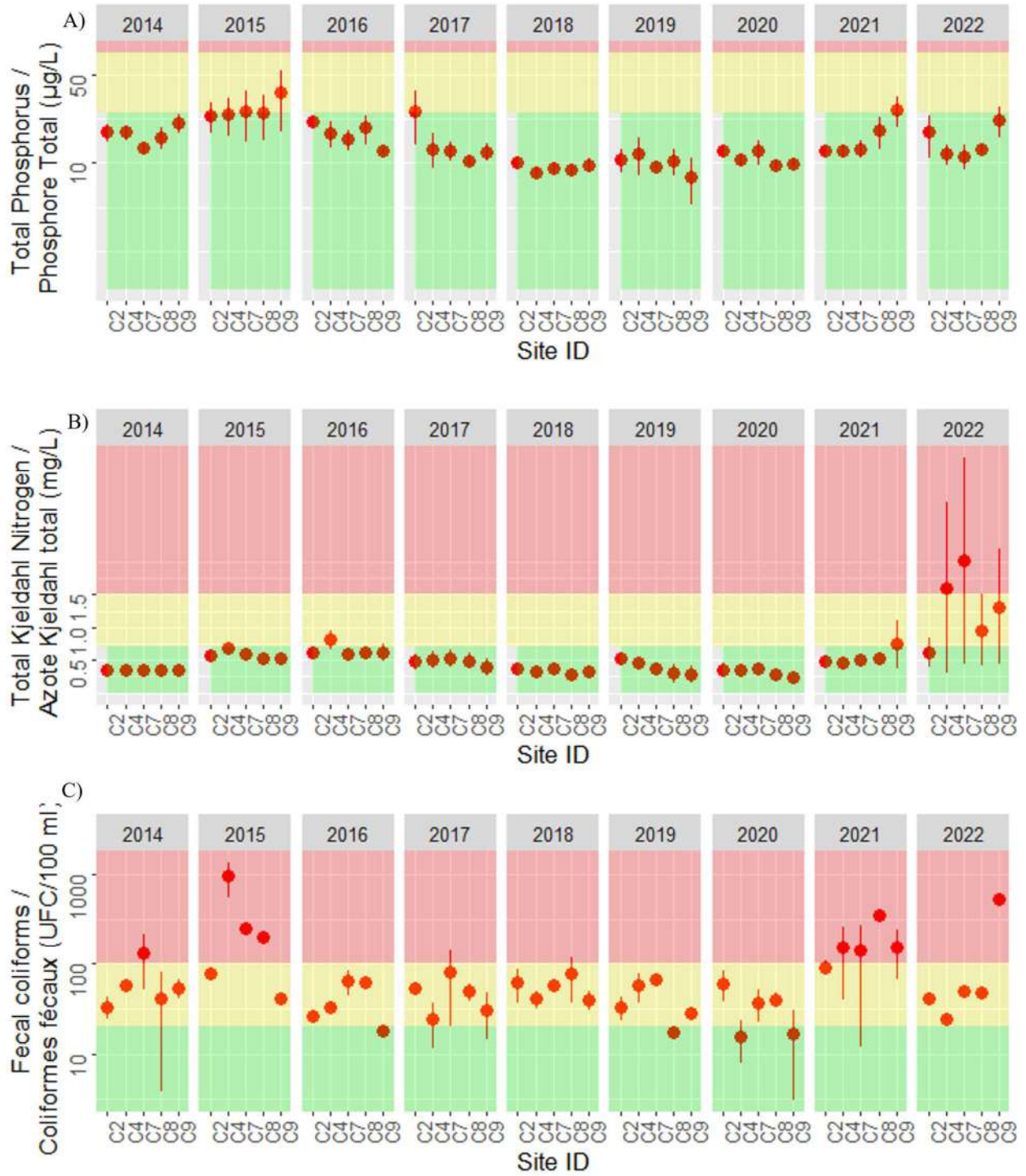
Matières en suspension et ions

La tendance historique pour les matières en suspension (MES) est semblable à celle pour les coliformes fécaux. En 2015, les MES avaient atteint des concentrations parmi les plus élevées jamais enregistrées, atteignant une moyenne de 20,7 mg/L au site C9 (Fig 30 D). L'année 2015 était également marquée d'une augmentation notable de l'amont vers l'aval, tout comme il avait

été le cas en 2007 et 2009. De 2016 à 2018, nous avons plutôt assisté à une diminution des MES de l'amont vers l'aval, ce qui suggérait l'absence de sites d'érosions importants entre l'entrée de la CCN et la route Fleury. La moyenne estivale pour l'ensemble des sites en 2018 était de 1,53 mg/L, tous sites confondus, soit la moyenne estivale la plus basses mesurée depuis le début du programme. À l'été 2021, les MES ont à nouveau augmenté, avec une moyenne estivale de 3,0 mg/L (2,0 à 15,0 mg/L) et une augmentation des concentrations de l'amont vers l'aval a aussi été remarquée, comme en 2015 et 2018. En 2022, les MES ont diminué à un niveau semblable aux années 2017 et 2020, avec une moyenne de 3,0 mg/L (1,0 à 7,0 mg/L, tous les sites confondus) et la tendance d'augmentation de l'amont vers l'aval s'est estompée.

Les concentrations en chlorures ont augmenté graduellement de 2014 à 2016 (Fig 30 E). Suite à une diminution marquée des concentrations en chlorures en 2017, les concentrations de cet ion a augmenté à nouveau de 2018 à 2022 pour s'approcher à un niveau similaire à 2014 - 2015. Les concentrations moyennes annuelles en chlorures étaient de 65,4 mg/L (41 à 91 mg/L) en 2022; contre 65,8 mg/L (46 à 118 mg/L) en 2021; 62,7 mg/L (45 à 81 (46 à 118 mg/L) en 2020 et 53,8 mg/L (38 à 71 mg/L) en 2019, tous sites confondus. Depuis 2014, les concentrations de cet ion augmentent de l'amont vers l'aval. En 2022, les moyennes estivales moyennes en chlorures aux sites C2, C4, C7, C8 et C9 étaient de 56,0 mg/L; 58,5 mg/L; 60,5 mg/L; 75,5 mg/L et 76,5 mg/L; respectivement. Ce patron constant à travers les années suggère que des sources d'ions sont présentes entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury, augmentant ainsi la concentration d'ions le long du ruisseau. La source principale des ions est le sel de déglacage appliqué sur les routes durant l'hiver. Les fertilisants, de même que les eaux grises, peuvent également contenir d'importantes quantités d'ions. En ce sens, il est souhaitable de diminuer la quantité de sel appliquée sur les routes en hiver, tel que déjà effectué par plusieurs municipalités au Québec, en plus de tenter d'identifier les sources d'anions entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury, qui sont probablement les fertilisants et les eaux grises. Néanmoins, les concentrations en ions sont basses dans le ruisseau Chelsea et demeurent en dessous des seuils de protection de la vie aquatique émis par le MELCCFP.

Les figures montrant les concentrations en sodium et potassium sont disponibles à l'annexe IV.



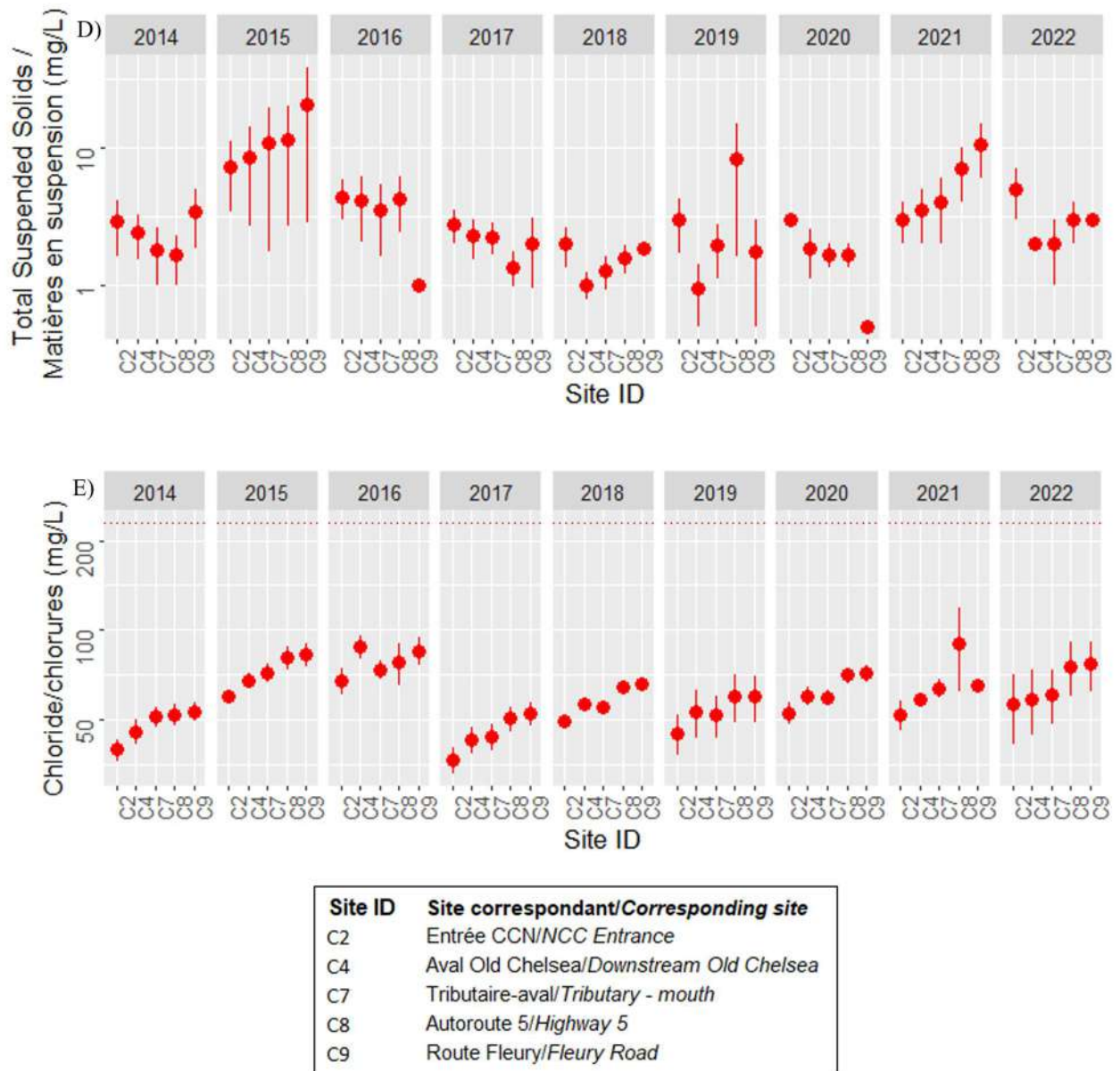


Figure 27 Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ($< 25 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 75 \mu\text{g/L}$); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ($< 0,7 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($0,7 \text{ à } 1,5 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 1,5 \mu\text{g/L}$)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ($< 20 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone jaune : bonne qualité de l'eau ($20 \text{ à } 100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ($100 \text{ à } 200 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$)); **D**) matières en suspension et **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L)). Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval.

Ruisseau Meech

Résumé

Le ruisseau Meech prend sa source dans une baie du lac Meech au nord de la plage O'Brien, puis coule vers le nord pour se décharger dans la rivière Gatineau environ 9 km plus loin. Six stations d'échantillonnage se trouvent le long du ruisseau, soit Mout (décharge du lac Meech), M10 (Pont Cowden), M12 (Pont couvert), M11 (Stationnement 16), M13A (Route 105) et M14 (chemin Saint-Clément) (Fig 1). En 2022, le ruisseau a été échantillonné à cinq reprises, soit de mai à octobre. Dans les années passées, le ruisseau Meech était échantillonné de trois à cinq fois, souvent de mai ou juin à septembre.

Suite à une certaine dégradation de la qualité de l'eau de 2014 à 2016 dans le ruisseau Meech, ce dernier avait montré plusieurs signes d'amélioration en 2017. Notamment, l'augmentation des concentrations en azote, de même qu'en coliformes fécaux, en anions et en cations qui avait sévit de 2014 à 2016 s'est suivie par une diminution de ces variables en 2017. En 2018 et 2020, les concentrations en azote ont continué de diminuer légèrement, pour ensuite remonter en 2021. L'année 2022 a connu des concentrations en NKT très basse, à l'exception d'une seule mesure particulièrement élevée en juillet au site M13A. Le phosphore est demeuré assez stable depuis 2018, et a même diminué en 2022, avec tous les sites correspondant à un niveau oligotrophe. Les coliformes fécaux avaient beaucoup augmenté en 2018 et 2019, atteignant des niveaux inquiétants. Les quatre sites les plus en aval avaient correspondu à une qualité de l'eau médiocre selon ce paramètre en 2018 alors qu'en 2019, ce sont les cinq sites les plus en aval qui correspondaient à une qualité médiocre. Les concentrations de coliformes fécaux ont nettement diminué en 2020, correspondant à une bonne qualité de l'eau, ce qui s'est répété en 2022. Les matières en suspension ont légèrement diminué depuis 2018 dans leur ensemble, mais le patron d'augmentation de l'amont vers l'aval perdure. De manière similaire, les concentrations en chlorure augmentent toujours de l'amont vers l'aval, et les concentrations en 2022 sont plutôt constantes depuis 2019. Le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval présent depuis le début du programme H₂O Chelsea pour plusieurs variables, en 2022 comme dans les années antérieures, suggère la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d'anions et de cations le long du ruisseau Meech.

Plusieurs variables de qualité de l'eau, notamment les coliformes fécaux, le phosphore et les matières en suspensions, les cations et les anions, étaient assez élevées au début du programme H₂O Chelsea, en 2004 et 2005. Les concentrations de ces derniers augmentaient également de l'amont vers l'aval, particulièrement en aval du stationnement 16 de la Commission de la Capitale Nationale (CCN). Comme ce patron suggérait fortement que le bétail qui se trouvait dans le lit et la zone riveraine du ruisseau Meech contribuait à la dégradation de la qualité de l'eau, H₂O Chelsea a déposé une recommandation à la CCN, au Ministère de l'environnement du Québec et Environnement Canada. Suivant cette recommandation, le bétail a été retiré de la vallée du ruisseau à l'automne 2005. Plusieurs variables de qualité de l'eau se sont améliorées suite au retrait du bétail.

Phosphore total et azote Kjeldahl total

Depuis le début du programme H₂O Chelsea, les concentrations en phosphore total (PT) augmentent généralement de l'amont vers l'aval (Fig 31 A). Les concentrations en ce nutriment avaient légèrement diminué suite au retrait du bétail, de 2006 à 2010. En 2014 et 2015, le PT a augmenté à nouveau pour rejoindre des concentrations similaires à 2004-2005. De 2014 à 2022, les moyennes annuelles de PT par site ont suivi le patron d'augmentation graduelle depuis l'exutoire du lac Meech (Mout) jusqu'au pont couvert (M12), suivi d'une certaine stabilité en aval du pont couvert jusqu'au chemin St-Clément (M14). En 2022, tous les sites ont obtenu une moyenne correspondant à la classe oligotrophe, ce qui constitue une amélioration car de 2014 à 2021, seulement environ la moitié des sites correspondaient à la classe oligotrophe alors que les autres correspondaient à la classe mésotrophe selon ce paramètre. Les moyennes estivales pour les sites Mout à M14 étaient de 6,8 µg/L (5,5 à 7,8 µg/L); 11,0 µg/L (6,4 à 23,0 µg/L); 18,1 µg/L (9,0 à 48,0 µg/L); 18,6 µg/L (12,0 à 33 µg/L); 21,8 µg/L (8,9 à 31,0 µg/L); 20,2 µg/L (12,0 à 28,0 µg/L), respectivement. Les moyennes estivales de tous les sites confondus étaient demeurées relativement stables de 2018 à 2020 puis ont diminué en 2021-2022, avec une moyenne de 16,0 µg/L (5,5 à 48 µg/L) en 2022; contre 16,5 µg/L (3,0 à 45,0 µg/L) en 2021; 19,9 µg/L (7,3 à 40,0 µg/L) en 2020 et 19,0 µg/L (7,2 à 32,0 µg/L) en 2019.

Pour ce qui est de l'azote Kjeldahl total (NKT), les concentrations pour tous les sites sont dans l'intervalle correspondant à la classe oligotrophe selon ce critère depuis 2014, sauf une seule

exception en 2022 (Fig 31 B). Bien qu'historiquement, les teneurs augmentaient graduellement de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, tout comme pour le PT, cette tendance n'a pas été remarquée de 2017 à 2022. La concentration annuelle moyenne en NKT de tous les sites confondus était de 0,40 mg/L (<limite de détection à 3,5 mg/L) en 2022; contre 0,50 mg/L (0,15 à 1,0 mg/L) en 2021; 0,26 mg/L (0,15 à 0,49 mg/L) en 2020 et 0,48 mg/L (0,45 à 0,52 mg/L) en 2019. Toutes ces moyennes correspondent à un niveau oligotrophe. De plus, chaque moyenne estivale par site étaient également dans l'intervalle des cours d'eau oligotrophe depuis 2014, à l'exception du site M13A en 2022. Effectivement, une concentration de 3,5 mg/L a été mesuré à ce site, alors que les autres mesures pour ce site lors des quatre autres échantillonnages étaient < 0,39 mg/L.

Il est à noter qu'en 2014, la limite de détection en laboratoire pour le NKT avait augmenté par rapport aux années précédentes, passant à 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 étaient sous la limite de détection et la valeur de 0,35 mg/L leur a été octroyée, ce qui explique l'homogénéité des résultats durant cette année.

Coliformes fécaux

Les teneurs en coliformes fécaux avaient diminué suite au retrait du bétail à l'automne 2005, puis avaient graduellement augmenté à nouveau de 2014 à 2016 et 2018-2019, s'approchant des valeurs connues en 2004-2005 (Fig 31 C, données historiques complètes à l'Annexe III). En 2022, le site le plus en amont (Mout) avait une moyenne géométrique estivale d'excellente qualité de l'eau avec 8 UFC/100 ml (1 à 20 UFC/100 ml) alors que les autres sites avaient tous une moyenne correspondant à une bonne qualité de l'eau avec 19 UFC/100 ml (2 à 170 UFC/100 ml); 66 UFC/100 ml (2 à 290 UFC/100 ml); 50 UFC/100 ml (2 à 140 UFC/100 ml); 47 UFC/100 ml (1 à 490 UFC/100 ml) et 38 (1 à 240 UFC/100 ml) aux sites M11 à M14, de l'amont vers l'aval. En comparaison, deux sites avaient des moyennes géométriques médiocres (>100 UFC/100 ml) en 2021, puis 5 sites en 2019 et 2018.

Cinq des dix valeurs les plus élevées de coliformes fécaux depuis le début du programme H2O Chelsea ont été prises en 2018, puis celles-ci proviennent toutes des échantillons prélevés en août. Il se peut donc que les échantillons du mois d'août aient été contaminés par un mauvais

nettoyage ou une mauvaise manipulation des bouteilles, ou qu'il y avait réellement une contamination importante de coliformes fécaux dans le ruisseau.

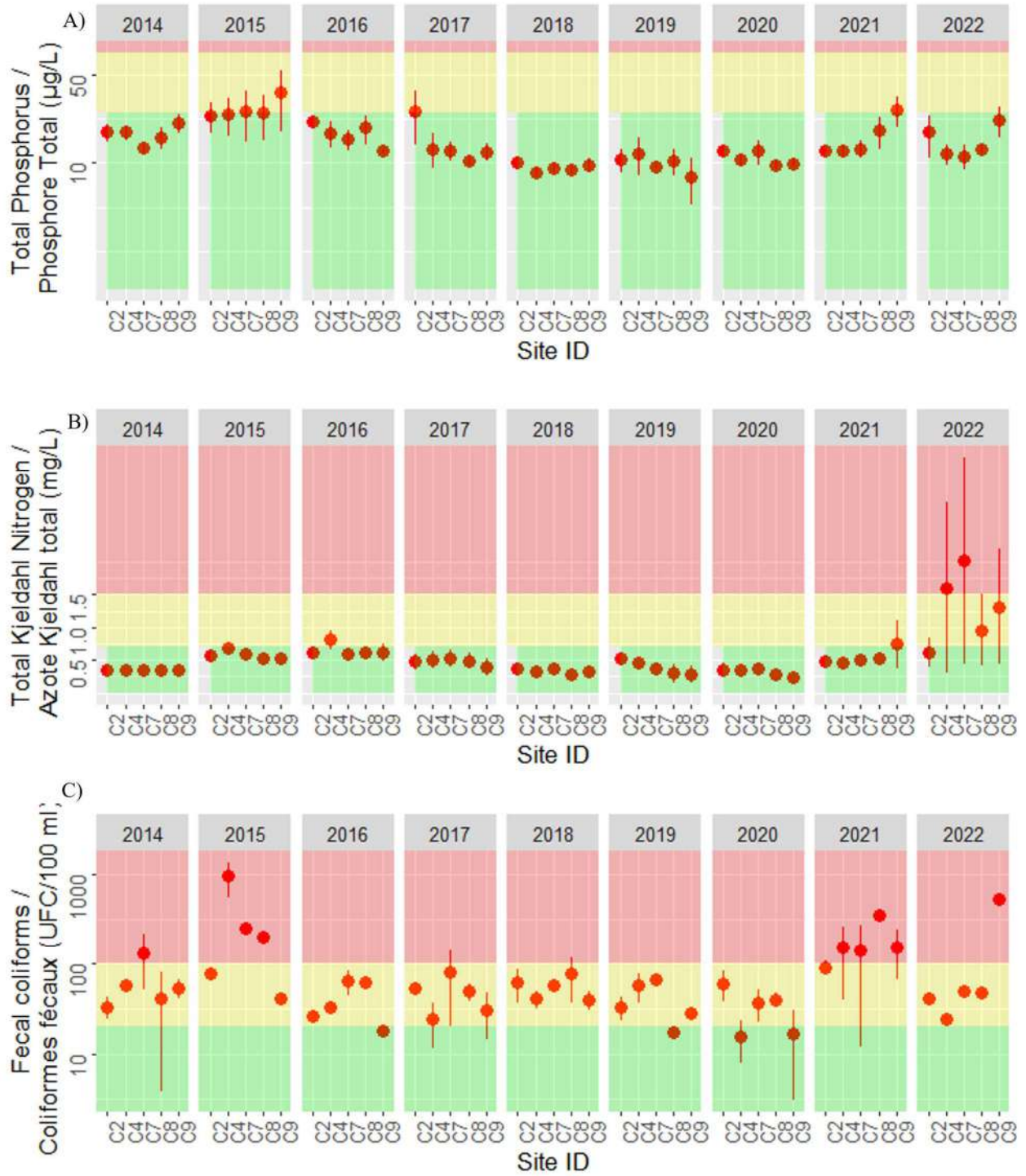
Les valeurs historiques suggèrent l'existence d'apport en coliformes fécaux le long du ruisseau Meech, comme les concentrations augmentent souvent de l'amont vers l'aval. Cette tendance n'est pas présente à chaque année. En 2022, on remarque une augmentation entre le site Mout et M10, suivi d'une légère diminution graduelle. Dans son ensemble, les coliformes fécaux sont à la baisse et à un niveau tout à fait raisonnable depuis 2020 dans le ruisseau Meech.

Matières en suspension et ions

Un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval est présent pour les matières en suspension (MES) en 2014-2022 (Fig 31 D) et le chlorure (Fig 31 E). Les résultats suggèrent l'ajout graduel de MES tout au long du ruisseau Meech, puisque les concentrations en MES tendent à augmenter graduellement entre la décharge du lac Meech et le site M13A (route 105). Le site M14 (Chemin St-Clément) avait une concentration plus faible que le prochain site en amont et ce, de 2018 à 2022. La concentration moyenne, tous les sites confondus, en 2022 était de 5 mg/L (<1 à 17 mg/L); comparativement à 7 mg/L (<1 à 23 mg/L) en 2021; 8 mg/L (<1 à 22 mg/L) en 2020 et 10 mg/L (1,6 à 19,0 mg/L) en 2019. Ces valeurs sont considérées faibles, bien qu'elles soient légèrement supérieures à celles du ruisseau Chelsea. Les moyennes estivales pour chaque site, de l'amont vers l'aval, étaient de 1 mg/L; 2 mg/L; 3 mg/L; 8 mg/L; 11 mg/L et 9 mg/L.

Les concentrations en chlorures sont demeurées plutôt constantes pour la plupart des sites sur le ruisseau Meech de 2019 à 2022 (Fig 31 E). En 2022, toutes les mesures prises au site Mout, M10 et M11 étaient sous la limite de détection (2 mg/L). Au site M12, seulement une valeur (2 mg/L) était au-dessus de la limite de détection. Les sites M13A et M14 avaient pour leur part une moyenne de 4,4 mg/L (3 à 6 mg/L) et de 4 mg/L (3 à 6 mg/L). Ces mesures sont bien en deçà du seuil de protection de la vie aquatique, soit 230 mg/L.

Les mesures prises en 2020, comme les valeurs historiques, suggèrent des zones d'érosion, ou d'autres apports, le long du ruisseau Meech, qui tendent à augmenter les anions et les MES. L'assise rocheuse dans cette zone est d'ailleurs principalement constituée de sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation, principalement du gravier, du sable, du silt et du till (SIGEOM, 2017). Ces dépôts non consolidés sont facilement érodables, ce qui pourrait contribuer aux anions, aux cations et aux MES. Aussi, l'autoroute 5 est à la limite entre le bassin versant du ruisseau Meech et de la rivière Gatineau. Tout travaux dans cette zone pourraient donc entraîner des sédiments dans le ruisseau Meech par les eaux de ruissellement, ce qui risque également de contribuer aux anions et aux cations. Finalement, le sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver peut également se retrouver dans le ruisseau lors de la fonte des neiges et contribuer à augmenter les teneurs en chlorures et en sodium. Les figures montrant le sodium et le potassium se trouvent à l'annexe V



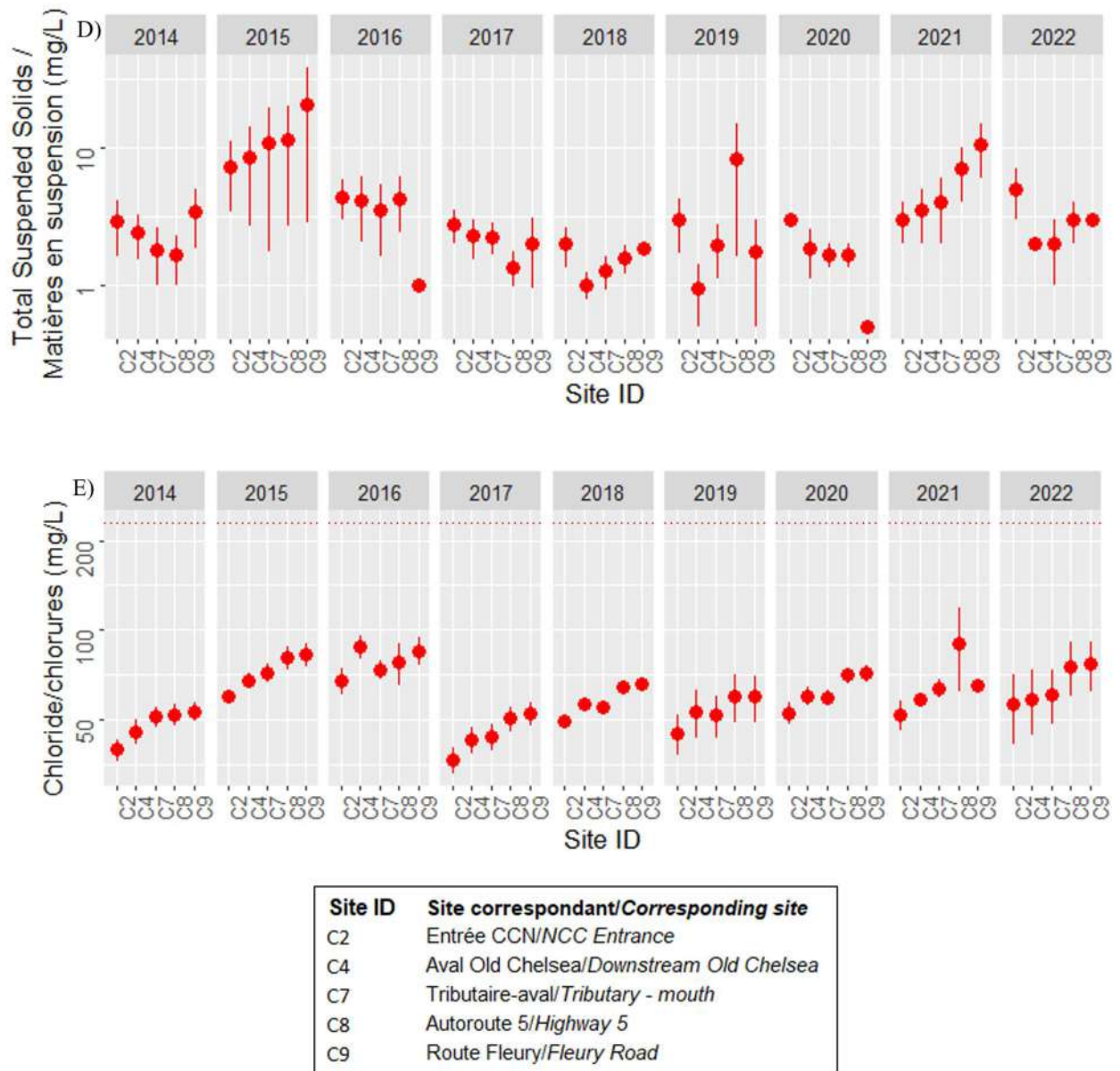


Figure 28 Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) dans le ruisseau Meech en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ($< 25 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe (25 à $75 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 75 \mu\text{g/L}$)); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ($< 0,7 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($0,7$ à $1,5 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 1,5 \mu\text{g/L}$)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ($< 20 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à $100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à $200 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L)). Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval.

Conclusion et recommandations

Les résultats obtenus en 2022, en combinaison avec les données historiques, suggèrent que la qualité de l'eau de surface sur le territoire de la municipalité de Chelsea semble très bonne à passablement bonne. Au cours des dernières années, quelques signes de dégradation de qualité de l'eau ont été notés dans la plupart des plans d'eau, quoique certains indices d'amélioration aient également été remarqués. Le phosphore total a diminué légèrement depuis les 10 dernières années dans les trois lacs. Le lac Mountains correspond à un niveau mésotrophe alors que les lacs Kingsmere et Meech correspondent à la classe oligotrophe selon ce critère. On note des signes de relargage de phosphore par les sédiments dans les trois lacs. L'azote Kjeldahl a quelque peu diminué de 2016 à 2022 dans les eaux de surface des lacs Kingsmere et Meech, alors qu'elle a quelque peu fluctué au lac Mountains, oscillant autour de la limite entre les classes eutrophe et mésotrophe. En 2022, la moyenne estivale de ce nutriment a diminué. Les coliformes fécaux ont graduellement augmenté de 2013 à 2017 dans le lac Mountains, puis ont oscillé graduellement depuis à des concentrations correspondant à excellente et bonne. Les concentrations de coliformes fécaux sont demeurées basses dans les deux autres lacs depuis 2012, correspondant à une excellente qualité de l'eau, à l'exception de l'été 2016 au lac Kingsmere. Le ruisseau Hayworth, quant à lui, a vu ses concentrations en coliformes fécaux diminuer légèrement après avoir connu des concentrations plus élevées que jamais en 2020. Le lac Mountains a maintenu de bonnes concentrations en oxygène dissous, ayant seulement atteint l'anoxie une seule fois en 2022 et ce, dans l'hypolimnion uniquement. Les concentrations en oxygène dissous étaient également bonnes aux lacs Kingsmere et Meech, les eaux de l'épilimnion et du métalimnion bien au-dessus du seuil de protection de la vie aquatique. Alors que l'été 2020 avait été marqué par des eaux très chaudes dans les trois lacs en juillet et en août, l'été 2022 a montré des températures inférieures aux moyennes des années précédentes.

La rivière Gatineau semble avoir une bonne qualité de l'eau selon la majorité des paramètres mesurés. Si l'été 2020 avait connu des moyennes en coliformes fécaux parmi les plus basses depuis le début du programme de suivi, l'année 2022 a été marquée par des résultats plus élevés que jamais, parfois au-delà de 1000 UFC/100 ml, ce qui est inquiétant et peut poser des problèmes de santé humaine et animale en cas de contact direct ou indirect avec l'eau. La

transparence s'était légèrement améliorée en 2020 dans la rivière et est demeurée stable depuis. Le ruisseau Chelsea contient plus d'ions que le ruisseau Meech, avec des sources d'ions entre l'entrée de la CCN et le route Fleury. Quelques signes de dégradation de qualité de l'eau du ruisseau Chelsea ont marqué l'été 2022, avec une augmentation importante de l'azote et des coliformes fécaux depuis 2021. Le phosphore est toutefois demeuré stable. Le ruisseau Meech est demeuré stable en termes de phosphore total et de chlorures. L'azote a diminué, hormis un échantillon avec une concentration très élevée, tout comme les coliformes fécaux et les matières en suspension. Les résultats suggèrent la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux et de sédiments entre les ruines Carbide Willson et l'exutoire du ruisseau dans la rivière Gatineau.

Afin d'améliorer la qualité de l'eau sur le territoire de la municipalité de Chelsea, de même que son suivi, voici les recommandations émises :

Général

- J'ai appris que la profondeur totale à un site était mesurée à l'aide du disque de secchi, en l'amenant jusqu'au fond lors des prélèvements sur le terrain. Ceci peut causer des perturbation des sédiments de surface et relâcher des sédiments dans l'hypolimnion. La physico-chimie des sédiments de surface est très différente de celle dans l'hypolimnion. Brassier les sédiments peut modifier la physico-chimie dans le bas de l'hypolimnion et donc, fausser les résultats mesurés ou les échantillons prélevés dans cette couche d'eau. Une bonne méthode serait de mesurer la profondeur avec un profondimètre portatif. Il ne faut jamais envoyer les instruments, même un simple disque de secchi, jusqu'au fond de l'eau.
- Suite aux recommandations effectuées en 2020, le système d'identification des échantillons s'est beaucoup amélioré, ce qui facilite l'intégration des résultats à la base de données. Il demeure quelques corrections à effectuer :
 - o Les échantillons nommés « MOutflow_2022_... » devraient se nommer «Mout_2022_... ».

- Ne pas indiquer le « M » pour « mètres » dans le nom d'échantillon. Ex : l'échantillon « GR22_2022_08_28_1M » devrait se nommer : « GR22_2022_08_28_1 »
- Ne pas indiquer de décimales dans le nom d'échantillon. Ex : l'échantillon « GR70_2022_08_28_0.15M_a » devrait se nommer « GR70_2022_08_28_0_a ». Le fichier « Sampling events » indique la profondeur précise à laquelle l'échantillon a été prélevé, le nom du fichier est arrondi.
- Plutôt que d'indiquer « TD-1 » dans le nom d'échantillon, indiquer plutôt la profondeur réelle à laquelle l'échantillon a été prélevé Ex : « BL2_2022_07_03_TD-1M » devrait se nommer : « BL2_2022_07_03_5 ».
- Certains noms d'échantillons en 2022 portaient un nom qui contenait la date à laquelle l'échantillon était envoyé au laboratoire. Bien s'assurer que la date est celle à laquelle l'échantillon a été prélevé.
- Pour les échantillons provenant du ruisseau Hayworth, ne pas indiquer le site « BL2 », mais seulement « H1 » et « H2 ». Ex : l'échantillon « BL2_2022_10_23_H1 » devrait se nommer « H1_2022_10_23_1 ».
- Voici un rappel de la nomenclature à utiliser :
SITEID_AAAA_MM_JJ_profondeur. Ex : « BL2_2020_10_18_2 » :
 - BL2 : site où l'échantillon a été prélevé
 - 2020_10_18 : date complète (année_mois_jour)
 - 2 : profondeur à laquelle l'échantillon a été prélevé
- Il serait souhaitable de procéder à un échantillonnage plus régulier d'une année à l'autre pour l'ensemble des plans d'eau étudiés. Le nombre d'échantillonnage varie d'une année à l'autre, ce qui peut tronquer les l'interprétation des résultats. Par exemple, si les concentrations en phosphore sont généralement plus élevées vers la fin de l'été dans un certain lac et qu'une certaine année, ce lac est seulement échantillonné deux fois au début de l'été, les moyennes annuelles ne seront pas forcément représentatives.
- La calibration est essentielle à la bonne prise de données. En 2022, quelques valeurs de pH étaient aberrantes et ont dû être retirées de la base de données. Il est essentiel de calibrer les sondes de manière régulière, selon les recommandations du fabricant, afin d'assurer la bonne prise de données. Pour la sonde à pH, la calibration devrait se faire

avec trois solutions tampons standard le matin même précédent la prise de données, ou la veille. En cas de doute sur la validité des résultats, la sonde devrait être à nouveau plongée dans les solutions tampons standard de retour après le terrain afin de vérifier l'exactitude des lectures suite à l'échantillonnage.

- Rappel : Pour la sonde à oxygène dissous, celle-ci doit être calibrée à chaque utilisation, préférablement en arrivant sur la rive du plan d'eau à échantillonner. S'il s'agit d'une sonde avec une membrane, celle-ci doit être remplacée au moins deux fois par été. Aussi, il serait souhaitable de vérifier que les valeurs entrées dans les fiches terrains sont bel et bien en mg/L et non en pourcentage de saturation. Les données 2022 semblaient justes et elles étaient bel et bien en mg/L. Merci de continuer de faire une bonne calibration et la même entrée de données.
- Toujours veiller à la prévention des contaminations d'échantillon. Des résultats en coliformes fécaux, ainsi que quelques résultats d'azote total, ont été anormalement élevés en 2022. Il est toujours difficile de déterminer si les valeurs très élevées sont réelles ou si elles sont le résultat de contamination. Les mesures préventives de contaminations sont toujours adéquates et importantes (porter des gants, ne pas respirer sur les échantillons, ouvrir la bouteille à la dernière minute et ne pas faire toucher le bouchon ou le pourtour de l'ouverture à d'autres objets).

Lacs

- En 2022, comme dans le passé, le terrain de golf semble apporter du phosphore au lac Mountains. Il est avisé de s'assurer que les bandes riveraines et que l'utilisation de fertilisants sont conformes et raisonnables pour éviter d'apporter de grandes quantités de ce nutriment vers le lac.
- Le lac Mountains avait connu une augmentation des coliformes fécaux constante de 2013 à 2017. L'année 2017 avait été parmi les moyennes les plus élevées depuis le début du programme. Les résultats s'étaient améliorés de 2018 à 2020 mais se sont ensuite dégradés à nouveau. Il serait avisé d'évaluer les sources potentielles de coliformes fécaux pour éviter une perte de la qualité d'eau dans ces lacs. S'assurer de la conformité des fosses septiques des résidents aux alentours du lac serait souhaitable pour éviter les contaminations vers le lac.

- L'hypolimnion du lac Meech est souvent anoxique durant une partie de la saison estivale. Limiter les intrants de nutriments et de matière organique pourrait aider à diminuer la consommation d'oxygène dans le lac. Ces mesures contribueraient également au lac Mountains. Cela aiderait également à limiter le relargage de phosphore par les sédiments.
- Aux deux sites du lac Meech, les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore sont basses dans l'épilimnion et le métalimnion, puis augmentent dans l'hypolimnion. Dans cette dernière couche, les concentrations en azote ammoniacal ont parfois dépassé le seuil établi par l'Organisation Mondiale de la Santé au-delà duquel l'efficacité de la désinfection et du traitement est compromise. Ce fut le cas au site ML3 en juillet 2022. En 2021, six résultats étaient supérieurs au seuil de contamination. Ainsi, si des résidents prélèvent l'eau du lac Meech à des fins de consommations, il serait important que la prise d'eau se situe à une profondeur moindre que 15 m, ou encore d'adopter des mesures de traitement adéquates.

Rivière Gatineau

- Le pH de la rivière Gatineau était anormalement élevé en juillet 2022. Veiller à la bonne calibration et au bon entretien de la sonde à pH.
- Plusieurs échantillons ont été extrêmement élevés en coliformes fécaux en 2021 et 2022. L'ajout des sites GR1, GR2 et GR3 était une bonne idée, car il y a clairement des contaminations dans ces secteurs. Aux sites où les valeurs sont très élevées, il faut éviter les contacts avec l'eau (humains et animaux). Tenter de diminuer les coliformes fécaux serait évidemment l'idéal.

Ruisseaux Chelsea et Meech

- Le ruisseau Chelsea a connu une très forte augmentation en azote à l'été 2022, avec des concentrations supérieures à toutes les valeurs historiques. Il s'agit d'une situation à suivre de près.
- Quelques mesures de coliformes fécaux ont été très élevées en 2021 et 2022 dans le ruisseau Chelsea. Cette situation est aussi à surveiller.
- Le ruisseau Chelsea avait connu des augmentations en chlorures, en sodium et en potassium de 2014 à 2016. Les concentrations en anions (chlorures), sodium et potassium

avaient diminué en 2017. Les chlorures ont légèrement augmenté depuis, alors que le sodium et le potassium ont augmenté plus fortement. Afin de s'assurer que les concentrations en anions et cations demeurent suffisamment basses pour assurer une bonne qualité de l'eau, il serait indiqué de diminuer les sources potentielles, car une hausse de leur concentration est souvent indicatrice d'une augmentation des perturbations humaines. Les concentrations augmentent de l'amont vers l'aval, donc des sources sont probablement non seulement présente en amont des sites d'études, mais aussi entre les sites C2 et C9. Une source importante d'ions est l'utilisation de sel de déglçage sur les routes. En ce sens, diminuer la quantité de sel utilisé ou évaluer des alternatives pourrait être bénéfique pour le ruisseau.

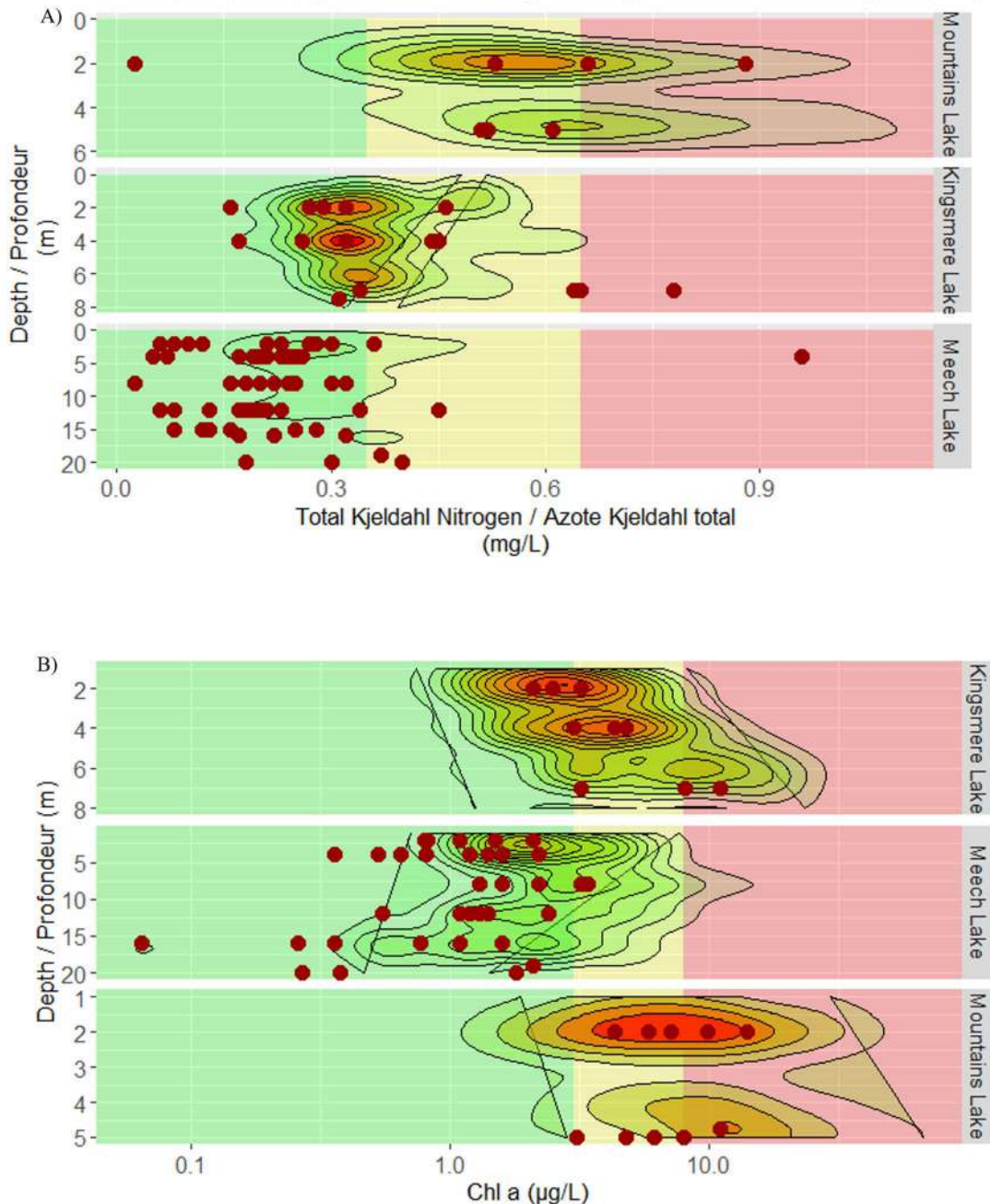
- Le ruisseau Meech avait connu une augmentation des concentrations en coliformes fécaux, en cations et en anions au cours de 2014 à 2016. En 2017, les concentrations de ces variables avaient diminué, mais le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval a perduré. En 2018 et 2019, les coliformes fécaux ont atteint des niveaux parmi les plus élevés depuis le début du programme H₂O Chelsea, avec plusieurs mesures supérieures à 1000 UFC/100 ml. Heureusement, les coliformes fécaux ont à nouveau diminué depuis. Il serait tout de même avisé de chercher les causes de l'augmentation important en coliformes fécaux, tel que des barrages de castor, du bétail, ou des zones d'érosion par exemple, afin de les limiter dans le ruisseau Meech.
- Le phosphore a lui aussi augmenté en 2018 après une période stable de 2014 à 2017, puis a légèrement diminué de 2020 à 2022. Continuer de limiter les intrants afin d'éviter une plus grande détérioration de la qualité de l'eau est souhaitable.
- Le ruisseau Meech a connu une mesure très élevée en azote, alors que toutes les autres mesures étaient faibles. Une attention particulière devrait être apportée à cette variable au cours des prochaines années pour s'assurer que les concentrations de ce nutriment ne sont pas à la hausse.

Références

- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved oxygen (freshwater). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. [<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/177>]
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 559–568.
- Kalff, J. 2001. Limnology : Inland water ecosystems. Prentice Hall, New Jersey. Print.
- MELCCFP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Document consulté en février 2017. [En ligne]. http://www.MELCCFP.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0306
- Oram, B. 2014. Water Research Center. *Ammonia in groundwater, runoff, and streams*. Document consulté en avril 2017. [En ligne]. <http://www.water-research.net/index.php/ammonia-in-groundwater-runoff-and-streams>
- SIGEOM. 2017. Système d'Information Géominière du Québec. Document consulté en février 2017. [En ligne]. http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr?l=F.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 135–145.
- Winter, J.G., Dillon, P.J., Futter, M.N., Nicholls, K.H., Scheider, W. a. & Scott, L.D. 2002. Total Phosphorus Budgets and Nitrogen Loads: Lake Simcoe, Ontario (1990 to 1998). *Journal of Great Lakes Research*, 28, 301–314.

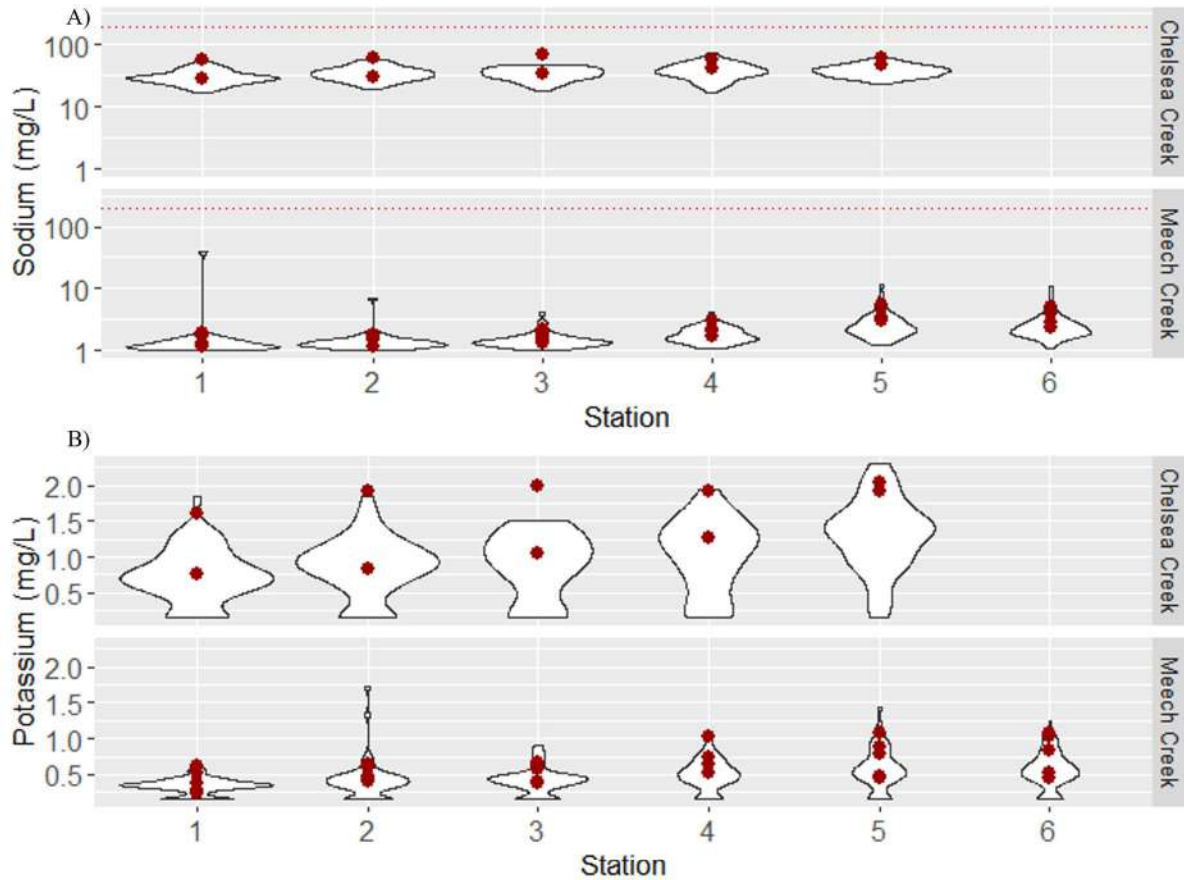
ANNEXE I

A) Profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2022 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ($<0,35$ mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 0,65$ $\mu\text{g/L}$). B) Profils des concentrations en chlorophylle a dans la colonne d'eau en 2022. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2022 alors que les valeurs historiques (2003 – 2021) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau de chlorophylle a correspondant à un niveau oligotrophe (<3 $\mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à 8 $\mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 8 $\mu\text{g/L}$).



ANNEXE II

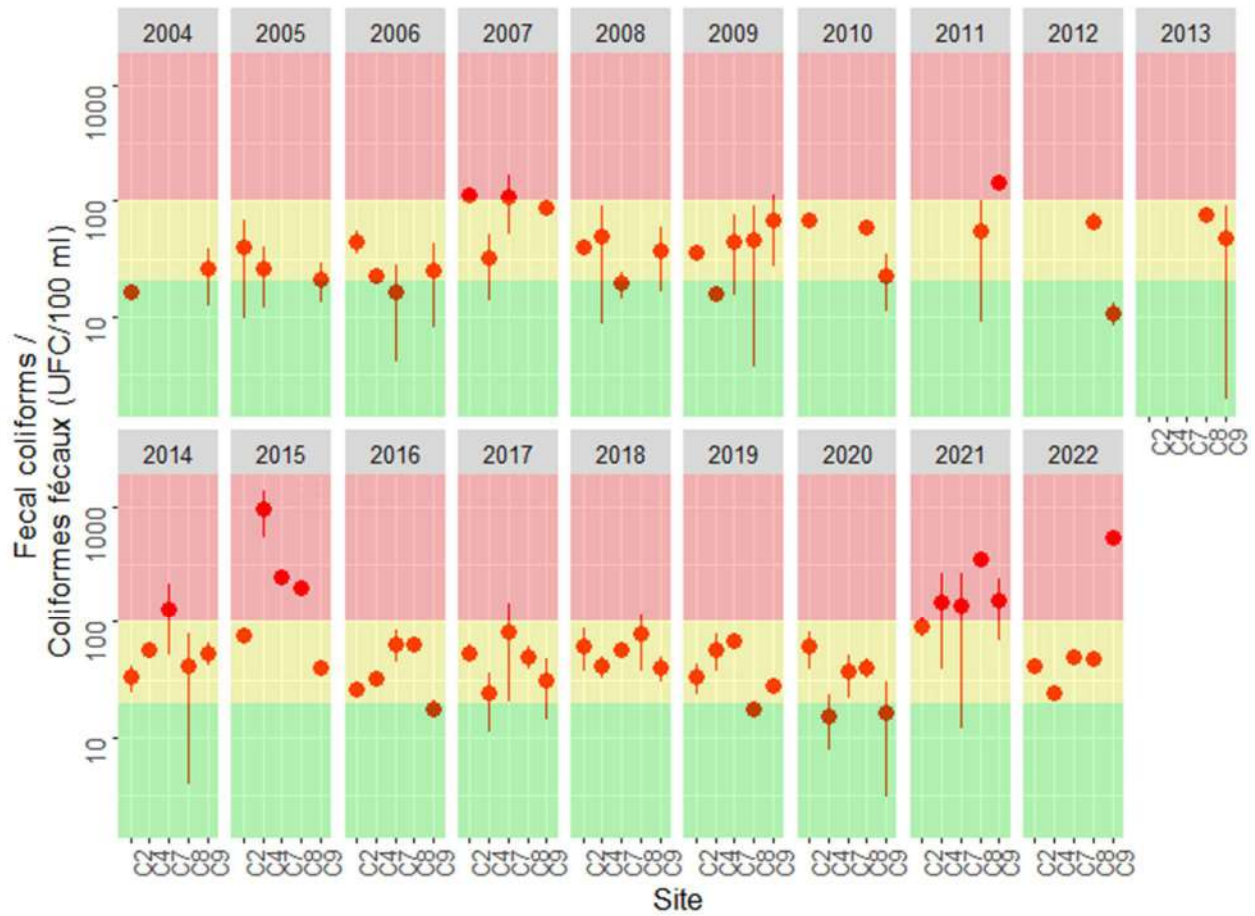
Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) en A) sodium (ligne pointillée rouge: seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L)) et B) Potassium. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées en 2022 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2021. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite).



Site correspondant/Corresponding site		
Station	Ruisseau Chelse/Chelsea Creek	Ruisseau Meech/Meech Creek
1	C2 (Entrée CCN/NCC Entrance)	Mout (Décharge lac Meech/Meech lake outflow)
2	C4 (Aval Old Chelsea/Downstream Old Chelsea)	M10 (Pont Cowden/Cowden bridge)
3	C7 (Tributaire-aval/Tributary - mouth)	M11 (Stationnement 16/Parking lot 16)
4	C8 (Autoroute 5/Highway 5)	M12 (Pont couvert chemin Cross Loop/Cross Loop rd covered bridge)
5	C9 (Route Fleury/Fleury Road)	M13A (Route 105/105 Road)
6	-	M14 (Chemin St-Clément/St-Clement rd)

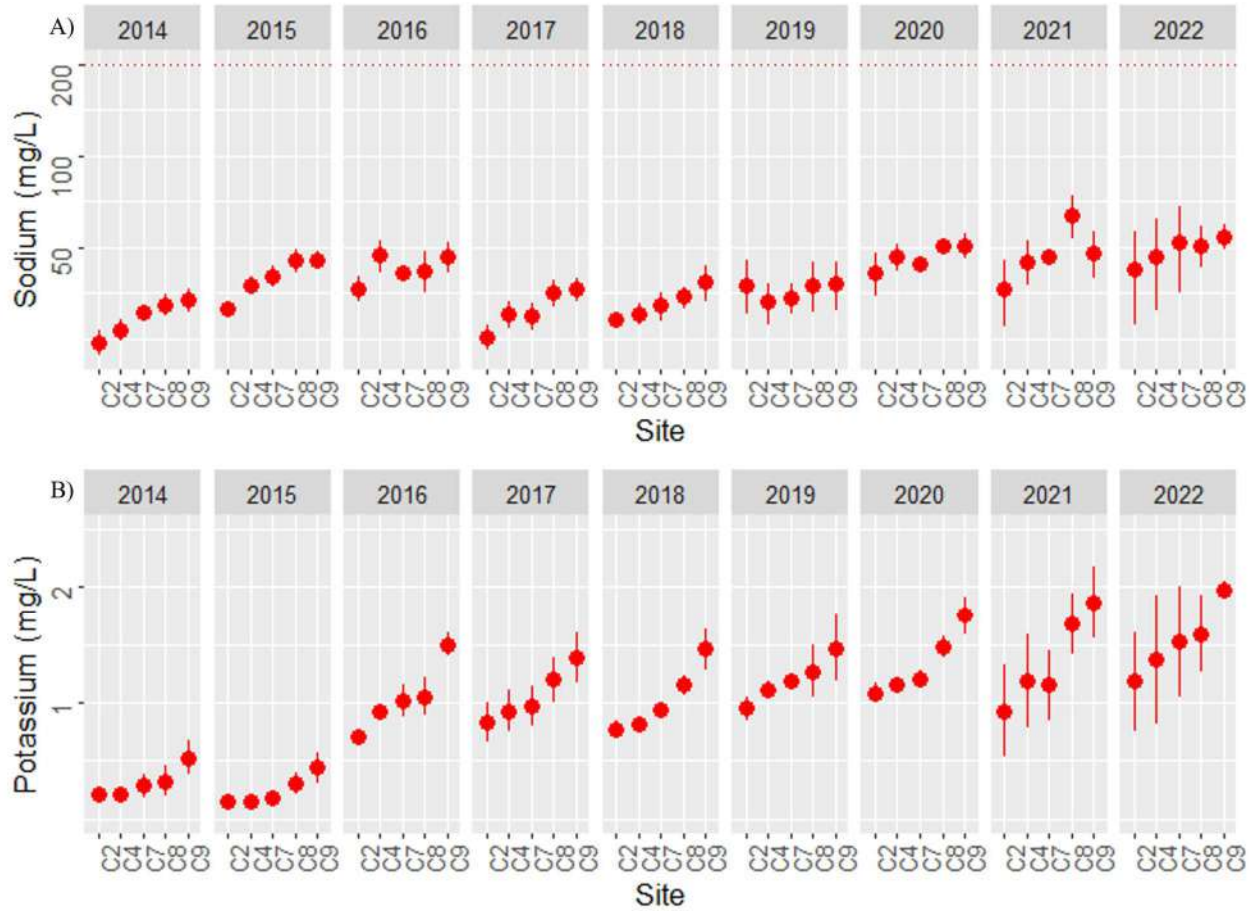
ANNEXE III

Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) en coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)) depuis le début du programme H2O Chelsea.



ANNEXE IV

Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) dans le ruisseau Chelsea en A) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L); et B) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2022.



ANNEXE V

Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) dans le ruisseau Meech en A) sodium (ligne pointillée rouge: seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et B) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2022.

