



Élaboration d'une méthode basée sur les diatomées pour évaluer l'intégrité écologique des lacs tempérés du Québec (MILQ)

Thèse

Roxane Tremblay

Doctorat en sciences géographiques
Philosophiae doctor (Ph.D.)

Québec, Canada

© Roxane Tremblay, 2015

Résumé de la thèse

Les lacs du Québec méridional sont soumis à des pressions humaines croissantes. Conséquemment, on observe une accélération de l'eutrophisation avec les effets indésirables y étant associés, comme un accroissement des cyanobactéries. La disponibilité du phosphore est l'élément « clé » de l'état de santé d'un lac, ce nutriment est essentiel à la croissance des cyanobactéries et des algues. Un excès de phosphore favorisera la prolifération des cyanobactéries. Ainsi, un juste équilibre est recherché pour maintenir un lac en santé et éviter son vieillissement prématuré. Bien que l'accroissement du phosphore s'inscrit dans le processus naturel de l'eutrophisation, l'enrichissement d'un lac devrait s'échelonner sur des millénaires plutôt que sur des dizaines d'années, comme observé dans certains lacs subissant l'influence des activités humaines. La gamme des conditions rencontrée au cours du processus d'eutrophisation a permis d'établir une échelle de qualité des lacs basée sur les différentes espèces de diatomées. En s'appuyant sur les préférences écologiques des diatomées, des outils ont été créés pour documenter, d'une part, les concentrations en phosphore qui prévalaient dans les lacs par le passé, et d'autre part, l'évolution de leur état trophique. Nous avons démontré que la composition des assemblages de diatomées était principalement influencée par la physico-chimie de l'eau et la morphométrie des lacs, et que les changements engendrés par l'eutrophisation sur ces derniers facteurs transformaient la composition des assemblages de diatomées. Conséquemment, la similarité entre les assemblages a permis de départager plusieurs groupes de diatomées correspondants à des états trophiques particuliers. Une typologie des lacs a été développée pour les communautés moderne et fossile de diatomées. Incidemment, la différence entre les assemblages de diatomées permet maintenant d'estimer l'ampleur des changements trophiques survenus dans un lac au cours du temps. Finalement, les outils développés et les connaissances acquises dans le cadre de cette thèse ont été utilisés pour la création de « MILQ », soit une Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec. MILQ permettra d'établir l'état de santé actuel d'un lac et l'ampleur des changements trophiques survenus depuis l'arrivée des colons européens.

Summary of thesis

The lakes of southern Québec are under increasing human pressure. Consequently, increased eutrophication often generates an increase of cyanobacteria. Based on the ecological preferences of diatoms, diagnostic and biomonitoring tools were developed to document baseline conditions of total phosphorus in the water column of lakes and the evolution of trophic status. Our series of lakes represent a range of trophic states representing different levels of eutrophication. We have demonstrated that the composition of diatom assemblages in the study sites was mainly influenced by the water chemistry and lake morphometry, and changes of these factors caused by eutrophication transformed the community of diatoms. The similarity or discrepancy among the diatom assemblages allowed for the separation of several groups of assemblages corresponding to different trophic states. A typology of lakes has been developed for both modern and fossil diatom communities. The comparison between the two typologies was used to assess the maximum distance between assemblage groups representing oligotrophic and hypereutrophic conditions. In this way, we estimated the extent to which trophic changes occurred over time in a lake. It has also been possible to develop inference models to document historical changes in total phosphorus concentrations in lake water columns. Finally, the monitoring tools developed and the knowledge acquired as part of this thesis were used to create "MILQ": A Method for the evaluation of the ecological Integrity of temperate Lakes in Quebec.

Table des matières

Résumé de la thèse	iii
Summary of thesis	v
Table des matières.....	vii
Liste des tableaux	xi
Liste des figures	xiii
Remerciements	xvii
Avant-propos	xix
1 Introduction générale.....	1
1.1 Contexte et objectifs de l'étude	1
1.1.1 Pourquoi utiliser les diatomées comme bioindicateurs?.....	3
1.1.2 Lien entre l'eutrophisation, les cyanobactéries et les diatomées dans les milieux lenticques.	5
1.1.3 Méthodes et techniques statistiques actuelles	6
1.2 Objectifs, hypothèses et approche scientifique	8
1.2.1 Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec l'état trophique (chapitre 2).....	9
1.2.2 Réponse des diatomées en lien avec l'état trophique des lacs et leurs caractéristiques environnementales (chapitre 3).....	10
1.2.3 Modèles de reconstitution du phosphore total, basés sur les assemblages de diatomées modernes de 55 lacs du Québec méridional (chapitre 4).....	12
1.2.4 Conditions trophiques de référence des lacs du Québec méridional (chapitre 5).....	13
1.2.5 Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ). (Chapitre 6).....	14
1.3 Références.....	14
2 Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec leur état trophique	21
2.1 Résumé.....	21
2.2 Abstract.....	21
2.3 Introduction	22
2.4 Description de la région d'étude.....	24
2.5 Matériel et méthodes.....	27
2.5.1 Choix des lacs et périodes d'échantillonnage	27
2.5.2 Mesures environnementales	27
2.5.3 Variables physiques, chimiques ou biochimiques	27
2.5.4 Variables morphométriques et hydrologiques	28

2.5.5	Variables géologiques	28
2.5.6	Niveau trophique	29
2.5.7	Analyses statistiques	29
2.6	Résultats et discussion	35
2.6.1	Caractéristiques limnologiques et géologiques	35
2.6.2	Corrélation entre les variables	40
2.6.3	Analyse de covariance (ANCOVA)	43
2.6.4	L'analyse en composantes principales (ACP)	52
2.6.5	Classification trophique	54
2.7	Conclusion	55
2.8	Travaux futurs	57
2.9	Remerciements	57
2.10	Références	57
3	Réponse des diatomées en lien avec l'état trophique des lacs et leurs caractéristiques environnementales	63
3.1	Introduction	63
3.2	Matériel et méthodes	66
3.2.1	Collecte des diatomées	66
3.2.2	Identification des diatomées	67
3.2.3	Analyses statistiques	67
3.3	Résultats et discussion	69
3.3.1	Similarités entre les assemblages des différents types d'habitats	69
3.3.2	Comparaison du signal d'eutrophisation apporté par les assemblages des différents substrats ou habitats	72
3.3.3	Comparaison du signal trophique des assemblages de types S et T	74
3.3.4	Variables influençant la structure des communautés de diatomées en fonction des différents substrats ou habitats	76
3.3.5	Réponse de la structure des communautés face aux changements trophiques	78
3.3.6	Taxa co-occurents	100
3.4	Conclusion	102
3.5	Références	104
4	Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Quebec	111
4.1	Résumé	111

4.2	Abstract	111
4.3	Introduction	112
4.4	Materials and methods	113
4.4.1	Study area and available data	113
4.4.2	Lake sampling and sample preparation	114
4.4.3	Statistical analysis	116
4.4.4	Data used for testing the inference models	119
4.5	Results and discussion.....	120
4.5.1	Correlations among variables.....	120
4.5.2	Stepwise selection	121
4.5.3	Influences of the selected variables on the diatom assemblages	121
4.5.4	Total phosphorus (TP) inference models	125
4.5.5	Does spatial autocorrelation affect the performance of our inference models in an inappropriate way?	128
4.5.6	TP reconstruction based on fossil diatom assemblages from Lac Nairne	129
4.5.7	Comparison of the reconstruction models using different data sets	132
4.5.8	Comparison between the TP values inferred and the semiquantitative index	133
4.5.9	Choice of inference model.....	135
4.5.10	Reliability of inference model	137
4.6	Conclusion	138
4.7	Acknowledgements	139
4.8	References.....	139
4.9	Appendix	146
4.10	Supplementary material	159
5	Conditions trophiques de référence des lacs du Québec méridional.....	165
5.1	Introduction	165
5.2	Matériel et méthodes.....	167
5.2.1	Âge des assemblages fossiles de fond	167
5.2.2	Modèles d'inférence (fonctions de transfert)	168
5.2.3	Test de groupement	169
5.2.4	Ordination simple (ACP).....	169
5.2.5	Espèces indicatrices.....	169
5.3	Résultats et discussion.....	170

5.3.1	Changements floristiques globaux entre les assemblages fossiles et modernes	170
5.3.2	Reconstitution et validité des fonctions de transfert de PT	184
5.3.3	Conditions de référence de PT en fonction de la géologie du bassin versant	192
5.3.4	Typologie des communautés de diatomées de référence	195
5.3.5	Analyse synthèse sur des lacs spécifiques	206
5.4	Conclusion	210
5.5	Références	212
6	Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ)	219
6.1	Introduction	219
6.2	Matériel et méthodes	222
6.2.1	Paramètres de MILQ	222
6.2.2	Interprétation globale de MILQ	234
6.3	Résultats et discussion	235
6.3.1	Logigramme	235
6.3.2	Interprétation du logigramme	235
6.3.3	Interprétation de MILQ et recommandations	244
6.4	Conclusion	248
6.5	Références	249
7	Conclusion générale	253
7.1	Synthèse des travaux	253
7.2	Travaux futurs	257
8	Annexes	259
	Annexe 1 – Valeurs des paramètres de MILQ pour chacun des lacs à l'étude	261
	Annexe 2 – Fiches de diagnostic basées sur MILQ (Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec)	269

Liste des tableaux

Tableau 2.1 : Variables étudiées, accompagnées de leur unité de mesure ainsi que de leur méthode de prélèvement et d'analyse.....	31
Tableau 2.2 : Valeurs moyennes (ou médianes), minimales et maximales de 35 variables pour l'ensemble des lacs à l'étude.....	36
Tableau 2.3 : Lacs et leur acronyme par écorégion, coordonnées géographiques et caractéristiques géologiques de leur bassin versant.	37
Tableau 2.4 : Matrice de corrélation de <i>Pearson</i> où le niveau de signification est basé sur la probabilité ajustée à l'aide du test de Bonferroni ($r \geq [0.43]$, $p\text{-value} \leq 0.05$; $r \geq [0.47]$, $p\text{-value} \leq 0.01$).	41
Tableau 2.5 : Résultats des tests ANCOVA effectués sur les variables d'intérêt.....	44
Tableau 2.6 : Valeurs moyennes, minimales et maximales, de Al, Na, Ca, PT, NTi et COD en fonction du seuil de $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Chla.....	50
Tableau 2.7 : Comparaison des valeurs de PT et Chla observées et valeurs attendues de Chla selon les classes de valeur trophique de l'OCDE.	51
Tableau 3.1 : Reclassement trophique des lacs mésotrophes en fonction des assemblages de diatomées.	73
Tableau 3.2 : Fréquence des classes trophiques mésotrophes en fonction des substrats ou habitats échantillonnés.....	74
Tableau 3.3 : Résultats des sélections pas-a-pas menées à l'aide de l'ACR avec les assemblages de diatomées des différents substrats ou habitats.....	76
Tableau 3.4 : Groupements des lacs en fonction des assemblages de diatomées des sédiments de surface (type S).	78
Tableau 3.5 : Taxa de diatomées fossiles de surface (S) les plus indicateurs selon les catégories de lacs et leurs groupes (6). Noter que les catégories sont séparées par une ligne.....	87
Tableau 3.6 : Regroupements des assemblages diatomifères des bouées selon la méthode de variance minimum de Ward.....	91
Tableau 3.7 : Caractéristiques limnologiques de l'épilimnion des lacs en fonction de leur regroupement.	94
Tableau 3.8 : Taxa de diatomées indicateurs des bouées par catégorie et groupe respectif.	99
Table 4.1 : Environmental variables retained after applying the step-by-step selection criteria on the four types of variables.	117
Table 4.2 : Linear correlation coefficients obtained between the 19 environmental variables having a significant influence on the diatom assemblages and axes 1, 2, and 3 of the canonical redundancy analysis (RDA).....	126
Table 4.3 : Performance statistics for the best performing WA-PLS and classic WA model for the reconstruction of total phosphorus (TP).....	127
Table 4.4 : Total phosphorus (TP) values measured, estimated, and inferred for the water column of Lac Nairne, Charlevoix.	130
Table 4.5 : Performance statistics for the WA and the two-component WA-PLS models developed using the data set of Köster and Pienitz (2006), including 188 taxa and 81 lakes.	132
Table 4.6 : Statistical performance of total phosphorus (TP) inference models from various regions in the world.	138

Tableau 5.1 : Âge des sédiments à la base de la séquence sédimentaire de dix lacs intégrés dans notre série de données.	168
Tableau 5.2 : Performance et caractéristiques des fonctions de transfert utilisées pour inférer les concentrations de PT historiques.	168
Tableau 5.3 : Espèces étroitement associées aux assemblages fossiles ou modernes.	183
Tableau 5.4 : Valeurs de PT inférées dans les niveaux de sédiments de surface de 56 lacs et de fond de 51 lacs du Québec méridional.	186
Tableau 5.5 : Fréquence des résultats des variations du niveau trophique en fonction du PT et du classement trophique effectué a posteriori.	191
Tableau 5.6 : Teneur naturelle en PT dans les eaux de 43 lacs du Québec méridional.	193
Tableau 5.7 : Valeur médiane, moyenne et écart-type, ainsi que les teneurs naturelles minimum et maximum de PT inférées en fonction de la géologie des bassins versants et du type de brassage de 43 lacs du Québec méridional.	194
Tableau 5.8 : Valeur médiane, moyenne et écart-type, ainsi que les teneurs naturelles minimum et maximum de PT inférées en fonction de la géologie des bassins versants et du type de brassage de 42 lacs du Québec méridional.	196
Tableau 5.9 : Correspondance entre les catégories et sous-catégories d'assemblages de diatomées fossiles et modernes.	199
Tableau 5.10 : Taxa indicateurs pour les regroupements des conditions de référence dans les lacs du Québec méridional.	205
Tableau 6.1 : Paramètres de MILQ.	223
Tableau 6.2 : Conditions du milieu en fonction de la typologie des lacs basée sur les assemblages fossiles ou modernes.	224
Tableau 6.3 : Conditions du milieu en fonction de la typologie des lacs basée sur les assemblages fossiles ou modernes.	225
Tableau 6.4 : Variabilité entre les duplicata de comptage.	228
Tableau 6.5 : Distance maximale observée entre les assemblages fossiles et modernes ainsi que la distance du 1 ^{er} , 2 ^e et 3 ^e quartile en fonction de la typologie des lacs.	228
Tableau 6.6 : Valeur des N2 moyen par groupe de lacs, déterminée avec les assemblages fossiles représentant les conditions de référence.	231
Tableau 6.7 : Valeurs de l'indice en fonction des classes trophiques (tiré de Hofmann 1999).	234
Tableau 6.8 : Les différents scénarios évolutifs des lacs.	237

Liste des figures

Figure 2.1 : Localisation des 56 lacs à l'étude et délimitation des provinces naturelles des Laurentides méridionales, des Basses-terres du Saint-Laurent et des Appalaches.....	26
Figure 2.2 : Schéma représentant les liens entre les différentes variables, résultants des tests ANCOVA. Le sens de l'influence est présenté par une flèche (bleu = sens unique; rouge = réciproque). Les variables d'intérêt pour cette étude sont encerclées et le cercle vert est attribué aux variables constituées totalement ou en partie de matière organique (MO). Noter que la longueur des flèches est sans importance.	45
Figure 2.3 : Relation linéaire entre les concentrations moyennes de Chla des 56 lacs dans l'épilimnion et le pH_PHOTIC.....	46
Figure 2.4 : Relation entre les concentrations de Chla et Al dissous dans l'épilimnion des 12 lacs montrant des concentrations en Chla > 15 µg·L ⁻¹	51
Figure 2.5 : Ordination présentant les résultats de l'ACP effectuée avec 57 variables de 56 lacs : a) illustre les corrélations entre les variables environnementales et b) représente la distribution des lacs en fonction des variables environnementales. Un pictogramme identifie la classe trophique à laquelle chacun des lacs appartient.....	53
Figure 3.1 : Ordinations présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de diatomées des différents substrats ou habitats des 56 lacs : a) projection des assemblages en fonction de l'axe 1 et 2 et b) projection des assemblages en fonction de l'axe 1 et 3.....	71
Figure 3.2 : Ordinations présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de diatomées : a) des sédiments de surface (S) et b) des trappes à sédiments (T).	75
Figure 3.3 : Dendrogramme montrant le groupement des lacs basé sur la composition de leurs assemblages de diatomées provenant des sédiments de surface (type S) et effectué avec la distance de Bray-Curtis.	79
Figure 3.4 : Ordination présentant les résultats de l'ACP effectuée a) avec les assemblages de type S de 56 lacs, b) les assemblages de type T de 53 lacs. Les pictogrammes représentent les différentes catégories de lacs.....	81
Figure 3.5 : Ordinations présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de type S de 56 lacs. L'ordination (a) présente le niveau hiérarchique séparant les assemblages en six groupes distincts, l'ordination (b) présente le niveau hiérarchique séparant les assemblages en onze groupes distincts.....	82
Figure 3.6 : Ordinations présentant les résultats de l'ACR effectuée avec les assemblages de type S des 56 lacs groupés en trois catégories (a) et séparés en onze groupes (b).....	90
Figure 3.7 : ACP effectuée avec les assemblages de type B de 53 lacs : a) distributions des lacs et b) vecteurs représentant les 30 taxa montrant les meilleures correspondances en fonction de la distribution des assemblages.....	93
Figure 3.8 : ACR portant sur les assemblages de type B de 53 lacs et les quatre variables environnementales explicatives. Les pictogrammes représentent les neuf groupements de Ward.....	96
Figure 4.1 : Map of the study area showing the locations of the 56 lakes and the geological regions of the southern Laurentian Mountains, the Saint Lawrence Lowlands, and the Appalachians.	114

Figure 4.2 : Venn diagram of the partitioning of the response data (diatoms) explained by four data sets: 1, causative variables (chemical or physical) (20); 2, response variables (biological, chemical, or physical) (7); 3, morphometric and geographical variables (15); and 4, geological variables (15).	122
Figure 4.3 : Transformation-based canonical redundancy analysis (tb-RDA) representing the positions of the 56 lakes and 75 diatom taxa in relation to the 19 retained environmental variables	124
Figure 4.4 : Total phosphorus (TP) log ₁₀ observed against TP log ₁₀ inferred values (a, b, and c), residuals against predicted values (d, e, and f), and mean bias per interval gradient (class) (g, h, and i) for our two TP models; classic WA, two-component WA-PLS, and classic WA of Köster and Pienitz (2006). The number of classes is proportional to the number of observations (lakes/10).....	128
Figure 4.5 : The effect on transfer function R^2 of deleting sites at random (mean of 10 trials; open circles); from the geographical neighbourhood of the test site (closed circles); or that are environmentally most similar (dotted line with crosses) during cross-validation.	129
Figure 4.6 : Total phosphorus (TP) profiles inferred using the Lac Nairne diatom assemblages and the data sets of this study (long-dashed black line, classic WA and occurrences ≥ 1 ; solid black line, classic WA and occurrences ≥ 4 ; long-dashed grey line, two-component WA-PLS and occurrences ≥ 1 ; solid grey line, two-component WA-PLS and occurrences ≥ 4) and those of Köster and Pienitz (2006) (dotted black line, classic WA; dash-dot black line, two-component WA-PLS).....	134
Figure 4.7 : Total phosphorus (TP) profiles of the Lac Nairne water column inferred using the study's models with occurrences ≥ 4 (dotted line, classic WA; long-dashed line, two-component WA-PLS) and a semiquantitative diatom index (solid line).	136
Figure 5.1 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : a) abondance relative de <i>Aulacoseira ambigua</i> et b) abondance relative de <i>Fragilaria crotonensis</i> , en fonction de l'alcalinité croissante.	174
Figure 5.2 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : a) abondance relative de <i>Aulacoseira ambigua</i> et b) abondance relative de <i>Fragilaria crotonensis</i> , en fonction de la concentration croissante de PT. Les acronymes correspondent au classement trophique des lacs : UL = ultra-oligotrophe, O = oligotrophe, OM = oligo-mésotrophe, ME = méso-eutrophe, MEE = méso-eutrophe à eutrophe, EH = eutrophe à hypereutrophe et H = hypereutrophe.	175
Figure 5.3 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : a) abondance relative de <i>Asterionella formosa</i> et b) abondance relative de <i>Tabellaria flocculosa</i> (complexe), en fonction de la concentration croissante de PT lacs. Les acronymes correspondent au classement trophique des lacs : UL = ultra-oligotrophe, O = oligotrophe, OM = oligo-mésotrophe, ME = méso-eutrophe, MEE = méso-eutrophe à eutrophe, EH = eutrophe à hypereutrophe et H = hypereutrophe.	176
Figure 5.4 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) <i>Cyclotella stelligera</i> , b) <i>Cyclotella bodanica</i> f. <i>lemanica</i> et c) <i>Cyclotella ocellata</i> , en fonction de la concentration croissante de PT.	177
Figure 5.5 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) <i>Aulacoseira lirata</i> , b) <i>Aulacoseira pusilla</i> et c) <i>Aulacoseira tenella</i> , en fonction de la concentration croissante de PT.....	178

Figure 5.6 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) <i>Stephanodiscus minutulus</i> et <i>S. parvus</i> , b) <i>Stephanodiscus hantzschii</i> et c) <i>Cyclotella meneghiniana</i> , en fonction de la concentration croissante de PT.....	179
Figure 5.7 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> , b) <i>Staurosira construens</i> et c) <i>Staurosirella pinnata</i> , en fonction de la concentration croissante de PT.	181
Figure 5.8 : Ordination présentant les résultats de la tb-PCA (ici nommé ACP) effectuée avec les assemblages des 56 lacs. Les assemblages fossiles et modernes sont respectivement représentés par des cercles et des losanges. Les différentes couleurs des pictogrammes sont associées à la typologie des assemblages de référence (diatomées fossiles) et celle des assemblages modernes (Tableau 5.9).	202
Figure 5.9 : Ordinations présentant les résultats de la tb-PCA (ici nommé ACP) effectuée avec les assemblages des 56 lacs. L'ordination a) projette les 45 taxa qui expliquent le mieux la répartition des assemblages et l'ordination b) projette les assemblages fossiles et modernes en fonction de l'abondance relative de l'ensemble des taxa.....	203
Figure 6.1 : Classe trophique en fonction du PT (modifiée du site Internet du MDDELCC : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm).....	229
Figure 6.2 : Étapes et paramètres utilisés pour l'élaboration d'un diagnostic basé sur l'ITDLQ.....	236
Figure 6.3 : Image satellite du lac des Chicots et de l'occupation de ses rives, datant de 2013.....	238
Figure 6.4 : Image satellite du lac Entouré et de son bassin versant, datant de 2011.	239

Remerciements

La confiance démontrée à mon égard par messieurs Robert Hamelin, Reinhard Pienitz et Warwick F. Vincent fut la condition initiale qui a permis à ce projet de recherche d'être initié. Il peut suffire que d'une pensée pour se projeter dans l'action, mais la réalisation de ce projet exigeait également la volonté de ces individus d'emboîter le pas. Je leur serai éternellement reconnaissante. De plus, je tiens à remercier tout particulièrement le Dr Reinhard Pienitz pour son appui indéfectible comme directeur de thèse, ainsi que la patience et le respect démontrés tout au long de ce parcours. Grâce à lui, cette aventure académique a toujours été très positive. Je remercie également le Dr Warwick F. Vincent, le Dr Stephane Campeau, la Dre Najat Bhiry et le Dr Rolland Hall d'avoir accepté d'être sur mon comité d'évaluation et d'y avoir investi le temps que cela impliquait. Je tiens aussi à souligner que j'ai grandement apprécié la disponibilité du Dr Campeau pour la tenue d'un atelier de travail intensif. Par ailleurs, mon initiation aux statistiques multivariées fut une étape charnière et extraordinaire de mon cheminement doctoral et ce, grâce au Dr Pierre Legendre. Je suis certainement l'une des nombreuses personnes qui furent inspirées par ses qualités intellectuelles. Ce pédagogue extraordinaire m'a permis de découvrir et d'aimer cette discipline. Merci!

Il est certain qu'il m'est arrivé d'avoir de courtes périodes de découragement au cours de ma démarche doctorale. Je pense, entre autres, au moment où j'ai dû admettre que je devais consacrer davantage de temps que prévu à la réalisation de ce projet. Grâce à la compréhension de mon directeur de thèse, ainsi qu'à mes collègues chez CIMA+, particulièrement M. Christian Gagnon, j'ai pu prendre le temps nécessaire afin d'achever cette thèse. De plus, je ne peux passer sous silence la précieuse collaboration de Madame Carole Côté qui a effectué la révision du français et ce n'est pas une mince tâche. Il est incontestable que ce contexte positif et facilitant à mon travail fût un facteur déterminant pour l'achèvement de ma thèse. Mille fois merci!

La présence de mes relations tant amicales que professionnelles a permis de réaliser agréablement ce projet, et ce, au quotidien. Merci aux membres du Laboratoire de Paléocéologie Aquatique (LPA) de l'Université Laval, particulièrement aux assistantes de terrain et de laboratoire, soit Valérie Labrecque, Nathalie Lesage et Claudia Rousseau. Merci également à Martine Grenier et Richard Dubuc pour leur précieuse collaboration. Ils ont travaillé avec moi à l'énumération des diatomées. Je me fais un devoir de remercier le Dr Warwick F. Vincent et sa professionnelle de recherche, Mme Marie-Josée Martineau, pour leur générosité. Ils ont accepté de partager leurs connaissances scientifiques et techniques pour l'avancement de mon projet. Par ailleurs, la motivation et les efforts fournis par des étudiantes de niveau maîtrise qui ont été associées à ce projet de recherche, soit Ann-Julie Roy, Bethany Deshpande et Valérie Labrecque, ont été une source d'inspiration pour moi. Merci à elles d'avoir cru en ce projet et d'avoir mené à bien leurs objectifs de recherche. Leurs travaux

constituent une part importante des connaissances acquises dans le cadre de ce projet de recherche, et sans celles-ci je n'aurais pas atteint à ce jour mes objectifs doctoraux. Encore une fois merci!

Ma famille constitue la colonne vertébrale de ma vie. Leur amour et leur bienveillance sont un moteur important pour toutes les actions que je mène dans l'existence. J'espère qu'ils me survivront afin qu'ils puissent m'éclairer jusqu'à la fin de mes jours. Je vous aime et ma plus grande ambition est que chacun d'eux soit conscient des trésors qui les habitent. C'est une joie de partager le quotidien avec eux, car ils égayent de leur présence la vie. Les êtres merveilleux habitant sous mon toit sont Antoine, Guy, Jeanne, Julia, Lysette et Rosalie. Merci d'être aussi beaux dans votre coeur!

Avant-propos

Cette thèse est constituée de sept chapitres. Les chapitres 1 et 7 correspondent respectivement à l'introduction et la conclusion générale de la thèse. Les autres chapitres présentent l'ensemble des travaux réalisés dans le cadre de cette étude. Les chapitres 2 et 4 sont présentés sous forme d'articles scientifiques.

J'étais responsable de la sélection de la série de lacs à l'étude, la planification des campagnes de terrain (2009 et 2010), ainsi que de leur réalisation. Le laboratoire de l'INRS-ETE a précédé aux analyses chimiques de l'eau et l'analyse des diatomées a été effectuée au Laboratoire de Paléocéologie Aquatique de l'Université Laval (LPA) et au Laboratoire de l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR) du Dr Stéphane Campeau. L'identification et l'énumération des diatomées ont été réalisées par Mme Martine Grenier, M. Richard Dubuc et moi-même. Trois étudiantes au niveau de la maîtrise ont également contribué à l'acquisition de données utilisées pour la réalisation de certains chapitres. Leurs travaux sont cités dans la thèse. Ces étudiantes sont Ann-Julie Roy, Bethany Deshpande et Valérie Labrecque.

J'ai effectué l'interprétation des résultats et rédigé les deux articles insérés dans cette thèse. Ainsi, je suis l'auteure principale des deux articles. Mes coauteurs ont révisé et apporté leurs commentaires aux articles ce qui a permis de les améliorer grâce à leurs expertises et savoir-faire. La collaboration du taxonomiste M. Paul Hamilton, oeuvrant au Musée canadien de la Nature d'Ottawa, a permis la validation de certains espèces de diatomées à l'aide de la microscopie électronique. Par ailleurs, la forme des deux articles a fait l'objet de modifications mineures afin qu'ils puissent satisfaire aux exigences de la Faculté des études supérieures concernant l'insertion de manuscrits dans les thèses.

L'article du chapitre 2 s'intitule « Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec l'état trophique » et sera publié dans la *Revue des sciences de l'eau* au mois de février 2015. Les auteurs sont respectivement Roxane Tremblay et Reinhard Pienitz. Cet article a été soumis le 22 novembre 2013 et accepté le 28 juillet 2014.

L'article du chapitre 4 s'intitule « Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Quebec » et il a été publié en juillet 2014 dans le volume 71 (pages 887 à 914) du *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques/Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences*. Les auteurs sont respectivement Roxane Tremblay, Reinhard Pienitz et Pierre Legendre. Cet article a été soumis le 29 août 2013 et accepté le 5 février 2014.

Les chapitres 3, 5 et 6 devraient également faire l'objet d'articles examinés par un comité de lecture. Nous désirons tenir compte des commentaires du comité des évaluateurs et de l'examineur externe de la thèse avant de soumettre des manuscrits additionnels et ainsi permettre l'intégration de leur contribution scientifique.

*« Le bonheur ne se trouve pas au sommet de la montagne
mais dans la façon de la gravir »*

Confucius

1 Introduction générale

1.1 Contexte et objectifs de l'étude

Le Québec compte des milliers de lacs sur son territoire et des centaines sont soumis à l'influence des activités humaines, particulièrement ceux du Québec méridional qui sont situés dans les régions des Basses-terres du Saint-Laurent, des Appalaches et des Laurentides méridionales. Au Québec, un plan d'eau est considéré touché par une efflorescence dès que la densité de cyanobactéries est égale ou supérieure à 20 000 cellules·ml⁻¹, seuil établi par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). Conséquemment, le gouvernement du Québec a répertorié, à ce jour, 413 plans d'eau touchés (MDDEFP 2014).

L'apparition des efflorescences de cyanobactéries n'est cependant pas un phénomène propre aux écosystèmes aquatiques du Québec, ni un nouveau problème. Dans les récentes décennies, des efflorescences fortement toxiques ont été identifiées dans divers habitats aquatiques à travers le monde, en raison des problèmes reliés à l'enrichissement nutritif et aux changements climatiques (Pienitz et Vincent 2003; Vincent 2009a; Wagner et Adrian 2009). Toutefois, l'ampleur des proliférations rapportées au Québec, depuis le début du XXI^e siècle, a soulevé de nombreuses inquiétudes, abondamment diffusées dans les médias et discutées lors de congrès nationaux (ex. : Institut EDS 2008) et internationaux (ex. : SIL 2007). Ces débats ont soulevé non seulement le besoin de mieux circonscrire et comprendre le phénomène, mais également l'importance d'améliorer nos pratiques d'aménagement et de gestion des bassins versants, afin de prévenir et freiner la prolifération des cyanobactéries. Évidemment, une saine gestion passe nécessairement par l'acquisition d'outils de diagnostic et de surveillance adaptés à la problématique. C'est dans ce contexte que la présente étude a été initiée. Une entente de partenariat entre la firme de génie-conseil CIMA+ et l'Université Laval a été conclue le 27 juin 2008. L'objectif découlant de cette entente visait le développement d'outils de diagnostic et de biosurveillance permettant de documenter l'évolution trophique des plans d'eau du Québec méridional et de qualifier leur état de santé en fonction du phénomène d'eutrophisation anthropique.

L'eutrophisation des lacs a fait l'objet de nombreuses études limnologiques, mais les travaux effectués par Schindler (1974) ont démontré que le phosphore était le principal élément nutritif limitant la croissance de la biomasse du phytoplancton. Ces travaux ont été déterminants pour les études ultérieures. Conséquemment, le phosphore total (cause à l'eutrophisation) et la chlorophylle *a* (réponse à l'eutrophisation) dans la colonne d'eau des lacs sont, depuis, les principales variables utilisées pour caractériser l'état trophique des milieux aquatiques. Bien que cette méthode « classique » soit fondée, elle donne une image non intégratrice de la situation trophique globale d'un plan d'eau, tant du point de vue spatial que temporel.

Du point de vue spatial, le milieu aquatique est non seulement composé du milieu pélagique, mais également constitué de nombreuses niches benthiques en zone littorale qui ne répondent pas nécessairement aux pressions anthropiques d'une manière synchronisée. Par exemple, il arrive que les zones littorales répondent plus rapidement à l'enrichissement du milieu que la zone pélagique (Wetzel 2001). En ce sens, la méthode classique apporte une connaissance très partielle de l'état de situation.

D'un point de vue temporel, il apparaît évident qu'un plan d'eau peut donner différents signaux trophiques à l'intérieur d'une même saison. Généralement les efflorescences de diatomées cèdent leur place à celles des cyanobactéries lorsque les concentrations en nutriments (silice et phosphore) sont en réduction et que le taux de sédimentation des diatomées s'accroît avec le réchauffement et la stabilisation de la colonne d'eau. Par contre, des événements ponctuels d'ordre climatique (ex. : pluie diluvienne) ou physique (ex. : relargage de phosphore) pourraient faire en sorte que la dynamique de la communauté planctonique soit différente de celle généralement observée. De plus, une seconde poussée de croissances des diatomées survient parfois à l'automne et les espèces peuvent être très différentes de l'efflorescence printanière (Reynolds 2006). Ainsi, la succession des espèces au cours d'une saison est déterminée par la combinaison de plusieurs facteurs qui rendent difficiles la généralisation des comportements au niveau de l'espèce (Sommer et al. 1986, 2012). D'après la littérature, il semble évident que la colonne d'eau d'un lac peut passer par plusieurs états trophiques à l'intérieur d'une même saison et que le patron de succession du phytoplancton peut être différent d'une année à l'autre, puisque les variables climatiques (ex. : pluviométrie, facteur éolien) ont une très grande influence sur les caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau (Sommer et al. 2012), ainsi que d'autres facteurs externes (ex. érosion) reliés à l'occupation du territoire (agriculture, urbanisation, exploitation forestière, etc.).

Ainsi, la valeur des indicateurs pélagiques que nous qualifierons de « classiques » varie énormément dans le temps et dans l'espace et, entre autres, en fonction des conditions climatiques (ex.: périodes de crue et d'étiage, conditions de fortes pluies, facteur éolien, etc.). Conséquemment, un grand nombre d'échantillonnages est nécessaire pour obtenir une image trophique représentative d'une saison et cette image est toujours limitée à la zone pélagique.

De manière à établir des bilans de santé de lac et effectuer leur suivi, nos travaux proposent l'utilisation de bioindicateurs en plus des indicateurs physico-chimiques, comme méthode de routine.. Comme l'ensemble de la communauté biologique du milieu aquatique intègre les conditions prévalant dans chacune des niches qu'elle colonise, nous sommes d'avis qu'un organisme primaire, réparti dans l'ensemble des niches du plan

d'eau et se conservant dans les sédiments, est une avenue intéressante non seulement pour documenter l'évolution trophique des lacs, mais également pour évaluer l'intégrité écologique des lacs tempérés du Québec. La Commission sur l'intégrité écologique du Canada définit l'intégrité écologique comme suit :

« C'est l'état d'un écosystème jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie, plus précisément par la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques, ainsi que par le rythme des changements et le maintien des processus écologiques. »

Ainsi, il est possible d'évaluer l'intégrité écologique d'un lac si les conditions de référence sont connues. Pour ce faire, les assemblages de diatomées fossiles ont été étudiés. Contrairement aux milieux lotiques, les milieux lentiques accumulent des quantités importantes de sédiments qui sont souvent stratifiés. Ainsi, les assemblages de diatomées fossiles datant de la période précolonisation européenne du territoire pourraient probablement fournir les conditions de référence pour l'élaboration d'un indice biologique pour les lacs. Cette idée a déjà été exploitée en Europe. Par exemple, les travaux de Bennion et al. (2004) ont établi les conditions de référence des lacs écossais à l'aide de communautés fossiles de diatomées datant de l'époque préindustrielle (< 1850 AD).

Les outils créés dans le cadre de cette thèse sont exclusivement basés sur les diatomées (Bacillariophycées) et feront appel aux connaissances et aux techniques acquises et développées au sein de deux domaines scientifiques, soit la paléolimnologie et la biosurveillance (ou *bio-monitoring*). L'étude des diatomées modernes et fossiles récoltées dans les sédiments fait appel au domaine de la paléolimnologie, tandis que l'étude des diatomées vivantes, récoltées dans leur niche écologique respective, relève du domaine de la biosurveillance. Comme la paroi externe (frustule) des diatomées est normalement résistante à la dégradation, les communautés de diatomées s'accumulant en dépôts sédimentaires au fond des bassins lacustres permettent de documenter les conditions récentes et passées des lacs en s'appuyant sur leurs préférences écologiques. La présente étude veut également montrer qu'il est avantageux de fusionner ces différentes approches pour développer des outils de diagnostic et de biosurveillance performants à l'aide de bioindicateurs.

1.1.1 Pourquoi utiliser les diatomées comme bioindicateurs?

Un organisme biologique est considéré un bon indicateur lorsqu'il présente une gamme écologique étroite mais une vaste distribution géographique (ubiquiste), une réponse rapide aux changements environnementaux et, enfin, une taxonomie bien définie permettant une identification fiable (Bellinger 2010). En plus d'être normalement résistantes à la dégradation, les diatomées possèdent toutes ces qualités.

Chacun des taxa de diatomées a ses propres exigences écologiques nous permettant d'inférer les conditions actuelles ou passées. Par ailleurs, il a été montré qu'une communauté périphytique de diatomées en milieu lotique peut s'adapter à des changements de niveaux trophiques assez rapidement. Par exemple, Lavoie et al. (2008a) et Lacoursière et al. (2011) rapportent des périodes d'adaptation aussi rapides que cinq semaines, peu importe les variations de l'état trophique du milieu. Les travaux de Rimet et al. (2005), consistant à implanter une communauté de diatomées d'un milieu eutrophe lotique à un milieu oligotrophe, ont montré que la communauté s'adaptait aux conditions du milieu à l'intérieur d'une période de six à neuf semaines. En somme, le cycle de vie des diatomées fait en sorte que l'adaptation s'effectue nécessairement à l'intérieur d'une saison de croissance. De plus, il est avantageux d'utiliser des bioindicateurs pour minimiser l'effort d'échantillonnage (nombre de prélèvements) et les coûts de réalisation de telles études.

Enfin, les diatomées s'identifient grâce à leur forme particulière au niveau du genre et à l'ornementation spécifique de l'espèce. Les taxa les plus communément répandus se retrouvent à l'intérieur de la principale clé internationale d'identification (Krammer et Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a et 1991b). De plus, la Flore des Diatomées des rivières de l'Est du Canada (Lavoie et al. 2008b) est un outil taxonomique complémentaire pour les taxa périphytiques du Québec méridional. À ce jour, plusieurs flores portant sur les diatomées de milieux lotiques et lentiques existent pour l'Amérique du Nord, mais aucune n'est spécifique aux milieux lentiques du Québec méridional. Ainsi, nos travaux permettront également de documenter la flore de diatomées lacustres des lacs du Québec méridional.

Au sein des milieux lentiques, les diatomées sont particulièrement sensibles au pH, au soufre, aux sels dissous (anions et cations), au phosphore et à l'azote, à d'autres nutriments tels que le carbone inorganique, le calcium et le potassium, à certains éléments traces tels que le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre, le molybdène, ainsi qu'à la teneur en silice, élément essentiel à la synthèse du frustule des diatomées (Patrick 1977; Wetzel et Likens 2000; Smol et Stoermer 2010). Évidemment, la communauté de diatomées sera également influencée par les types d'habitats disponibles (pélagique et benthique) et leurs caractéristiques physiques, les caractéristiques hydrologiques du lac et de son bassin versant, l'hydrodynamisme du plan d'eau (ex. : turbulence), ainsi que par les interactions existantes au sein de l'ensemble de la communauté biologique (compétition, prédation et parasitisme). Conséquemment, la répartition des diatomées dépend d'un ensemble de variables environnementales et le défi du chercheur est d'arriver à isoler un signal en fonction d'un phénomène donné. La présente étude s'intéressera spécifiquement à isoler l'influence du phénomène de l'eutrophisation sur la communauté des diatomées lacustres.

1.1.2 Lien entre l'eutrophisation, les cyanobactéries et les diatomées dans les milieux lenticques

L'eutrophisation consiste à l'enrichissement d'un écosystème aquatique en matière organique, causé par l'accroissement des éléments inorganiques nutritifs. Un accroissement de la productivité et de la biomasse de végétaux et d'algues entraîne des effets indésirables, tels que la diminution de leur diversité, l'accroissement d'espèces tolérantes comme les cyanobactéries, la diminution de la transparence de l'eau provoquée par l'augmentation de la biomasse, l'augmentation des matières organiques qui mène à l'accroissement du taux de sédimentation et, finalement, à un déficit en oxygène dans l'hypolimnion (Mason 1991; Horne et Goldman 1994; Wetzel 2001).

Les cyanobactéries planctoniques ont développé plusieurs stratégies adaptatives leur permettant de coloniser une grande diversité de milieux, dont les milieux eutrophes (Whitton et Potts 2000; Vincent 2009b). Ainsi, lors du processus d'eutrophisation, la communauté biologique se transforme et le milieu pélagique enrichi en nutriments favorisera les cyanobactéries planctoniques efflorescentes, au détriment des algues microscopiques (O'Sullivan 1995; Watson et al. 1997; Reynolds 2006). Le succès des cyanobactéries dans ces milieux s'explique, en partie, par leur aptitude remarquable à utiliser les nutriments et la lumière (Thomas et Giraud 1989), à contrôler leur flottabilité, à survivre dans un état de dormance lorsque les conditions sont défavorables à leur croissance et du fait qu'elles ne sont pas une source de nourriture préférentielle pour les brouteurs. De plus, les cyanobactéries peuvent utiliser l'acide carbonique (H_2CO_3) en plus du dioxyde de carbone (CO_2) comme source de carbone (Vincent 2009b).

D'un point de vue temporel, l'écophysiologie des cyanobactéries fait en sorte que le comportement de cette communauté dans la colonne d'eau est pratiquement opposé à celui des diatomées (Lehman et al. 2004). Les diatomées ont un taux de sédimentation important contrairement aux cyanobactéries planctoniques qui, pour la plupart, peuvent régulariser leur flottabilité. Les diatomées préfèrent généralement les températures froides (Willén 1991). Conséquemment, il est courant de voir une forte diminution de la croissance des diatomées pendant l'été au profit des dinoflagellées, chlorophycées et cyanophycées (Pourriot 1982; Reynolds 2006). Ainsi, dans les lacs tempérés et enrichis en nutriments, on observe généralement une succession saisonnière des efflorescences de diatomées en période printanière et des efflorescences de cyanobactéries en période estivale (Sommer et al. 1986; Lehman et al. 2004).

D'un point de vue spatial, les connaissances écologiques acquises sur les diatomées et les cyanobactéries ainsi que leur cohabitation dans la colonne d'eau aident également à comprendre la situation trophique des

écosystèmes à l'étude. Par exemple, les diatomées qui cohabitent dans la colonne d'eau avec des cyanobactéries efflorescentes sont normalement regroupées dans l'ordre des Thalassiosirales (Glezer et Makarova), dont font partie les genres *Stephanodiscus* (Ehrenberg), *Cyclotella* ((Kützing) Brébisson) et *Cyclostephanos* (Round ex Theriot, Hakansson, Kociolek, Round et Stoermer) (ex. : Tsukada et al. 2006; comm. pers. Dr. Alexander Wolfe à propos des lacs de l'Alberta).

En somme, l'état des connaissances sur la succession saisonnière des espèces et leur cohabitation permet d'établir des liens indirects entre la communauté de diatomées à l'étude, la présence d'efflorescences de cyanobactéries récurrentes et l'évolution de l'état trophique d'un plan d'eau à travers le temps.

1.1.3 Méthodes et techniques statistiques actuelles

1.1.3.1 *En paléolimnologie*

Les outils servant à l'interprétation des résultats paléolimnologiques basés sur les diatomées ont énormément évolué depuis les débuts de cette science, où l'interprétation n'était que qualitative. Par contre, des méthodes semi-quantitatives ont rapidement été élaborées pour documenter le niveau trophique d'un lac et son évolution. Par exemple, le ratio Centrales-Pennales (Nygaard 1949), le ratio Araphidineae-Centricae (Stockner et Benson 1967) et plus tard l'indice trophique D.I.T.I. de Agbeti et Dickman (1989) visaient cet objectif. Par contre, ces méthodes présentaient de nombreuses restrictions, imprecisions et des cas d'exception; ainsi, elles ne pouvaient être généralisées. Heureusement, depuis les années 90 le domaine de la paléolimnologie offre des outils permettant d'interpréter les changements au sein des assemblages de diatomées de manière quantitative (Birks 2010). Par contre, ces modèles sont applicables à des ensembles de lacs pour un territoire donné. Ces outils impliquent des techniques de régression de moyennes pondérées (modèle d'inférence ou fonction de transfert), d'analyses multidimensionnelles (ex. : ordinations) et parfois des techniques non paramétriques, telles que les réseaux neuronaux (ex. Racca et al. 2007). Parmi ces méthodes, les techniques de régression sont toujours les plus populaires, car elles sont bien documentées et le logiciel Canoco en facilite l'usage. Par contre, avec la venue du logiciel « R », des changements importants s'opèrent au sein de la communauté scientifique. L'accessibilité de ce logiciel permet le développement de techniques très variées. De plus, ce logiciel est libre de droit d'auteur et offre une très grande flexibilité d'application (i. e. les fonctions peuvent être combinées à l'infini). Le logiciel « R » est une véritable révolution pour la démocratisation de la science. De plus, les différentes fonctions peuvent être créées et utilisées par l'ensemble des utilisateurs de la communauté mondiale. Cet avancé a fait en sorte que, dans le cadre de

cette thèse, les outils ont été développés principalement en utilisant ce logiciel, afin de faciliter leur application future à l'aide de la programmation des routines d'analyse pour les utilisateurs.

À ce jour, plusieurs modèles d'inférence du phosphore, basés sur ces techniques statistiques, ont été publiés (Hall et Smol 2010), mais aucun n'existait pour les lacs du Québec méridional. Ainsi, nous proposons à l'intérieur de cet ouvrage un tel modèle d'inférence (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014). Il faut savoir que les diatomées sont aussi sensibles au pH de l'eau, à la salinité, à la température et aux variations physiques et hydrologiques de leurs habitats. Des travaux basés sur les modèles d'inférence se sont également intéressés aux problématiques associées à ces variables. Ainsi, il existe des modèles permettant de documenter les problématiques de l'acidification des lacs (ex. : Battarbee et al. 1999), la salinisation (Wilson et al. 1996), les changements climatiques (Pienitz et al. 1995; Korhola et al. 2000) et les changements de niveaux d'eau (Wolin et Stone 2010). Nous aurons l'occasion de documenter l'influence de ces variables sur la communauté de diatomées, dans les différents chapitres de cette thèse.

1.1.3.2 *En biosurveillance*

Le domaine de la biosurveillance des lacs utilise également les méthodes de régression de moyennes pondérées pour déterminer l'optimum et l'intervalle de tolérance (autécologie) des espèces de diatomées, en regard de plusieurs variables d'influence (ex. : Schönfelder et al. 2002). Ensuite, des valeurs d'indice sont calculées à l'aide de l'équation développée par Zelinka et Marvan (1961). En somme, cette équation est basée sur l'autécologie des espèces et l'abondance relative de chacune d'elles. En Europe, la Directive-cadre européenne sur l'eau (2000) exige que les pays de l'Union Européenne déterminent l'état biologique des eaux continentales en référence à des sites de haute qualité. Cette directive vise autant les lacs et les rivières, que les milieux côtiers. Ce contexte a favorisé l'émergence, dans plusieurs états membres, de indices biologiques basés sur les diatomées. Ces indices portent généralement l'acronyme « TDIL » pour *Trophic Diatom Index for Lakes*. Par exemple, Schaumburg et al. (2004) ont développé un TDIL pour les lacs de l'Allemagne, Stenger-Kovács et al. (2007) ont élaboré un indice biologique pour les lacs de la Hongrie et Kelly et al. (2008) ont créé un indice biologique similaire pour les lacs de l'Angleterre. Actuellement, aucun indice biologique basé sur les diatomées et inspiré de ces indices européens n'existe pour caractériser l'état trophique des lacs de l'Amérique du Nord.

Par ailleurs, les écosystèmes lotiques européens ont fait l'objet de plusieurs indices biologiques basés sur les diatomées. Le développement de ceux-ci est antérieur aux bioindicateurs lacustres. La plupart de ces indices biologiques ont également été élaborés selon la stratégie de Zelinka et Marvan (1961). Ces indices biologiques

peuvent être calculés à l'aide du logiciel OMNIDIA (Lecoite et al. 2008). Récemment, un indice diatomées déterminant l'intégrité écologique des rivières, soit l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie et al. 2006), a été développé selon une nouvelle approche. L'IDEC est uniquement basé sur la structure de la communauté de diatomées, c'est-à-dire en fonction de la similitude entre les assemblages de diatomées périphytiques répartis le long d'un gradient trophique. Un assemblage est caractérisé par l'abondance relative de chacune des espèces répertoriées. L'interprétation des changements biotiques est ensuite effectuée en fonction du gradient trophique des rivières à l'aide d'une ordination simple. Au préalable, les communautés de référence doivent être déterminées. La thèse de Grenier (2010) comporte une excellente revue de littérature sur les méthodes pouvant être utilisées pour déterminer les conditions de référence (*a priori* et *a posteriori*) et les différents modèles de biosurveillance existants, basés sur les macro-invertébrés ou les diatomées. Il faut savoir que l'établissement des conditions de référence *a priori* consiste à regrouper les assemblages biologiques en fonction des variables abiotiques, alors que l'établissement des conditions de référence *a posteriori* se base sur la similarité entre les assemblages biologiques également.

Dans le cadre de nos travaux, nous nous sommes inspirés de cette nouvelle approche de Lavoie et al. (2006) pour développer l'un des paramètres de notre Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ). Les groupes de référence de MILQ ont été déterminés à l'aide des assemblages fossiles représentant des conditions prévalant avant les perturbations anthropiques. Ainsi, les conditions de référence ont été déterminées *a posteriori*. Finalement, les connaissances supportant l'élaboration de nos outils résultent d'un mariage entre des techniques développées dans les domaines de la paléolimnologie et de la biosurveillance.

1.2 Objectifs, hypothèses et approche scientifique

L'objectif général de la thèse est de développer des outils de diagnostic et de biosurveillance pour évaluer l'état trophique des lacs du Québec méridional, sur la base de leur communauté de diatomées. Pour ce faire, un ensemble de variables limnologiques, morphométriques, hydrologiques et géologiques ont été étudiées en relation avec les communautés de diatomées. Les 56 lacs sont répartis en fonction d'un gradient de phosphore total. La communauté de diatomées pour chacun des lacs a été étudiée en fonction des habitats pélagique et benthique. L'assemblage de diatomées planctoniques a été récolté à l'aide d'une trappe à sédiments, les assemblages périphytiques ont été prélevés sur des roches du littoral (phytobenthos) et sur une bouée submergée dans l'épilimnion maintenant en place la trappe à sédiments. Les assemblages modernes et fossiles proviennent respectivement du niveau de surface et de fond de la séquence sédimentaire lacustre prélevée à la fin de la période estivale.

Les objectifs spécifiques de la thèse consistaient à :

1. Documenter les caractéristiques limnologiques de la série des lacs à l'étude, ainsi que les caractéristiques géologiques de leur bassin versant;
2. Décrire la structure de la communauté moderne de diatomées représentative du gradient trophique;
3. Développer un modèle statistique permettant d'inférer la concentration moyenne de phosphore total dans la colonne d'eau des lacs tempérés du Québec, à l'aide des diatomées fossiles;
4. Documenter les conditions de référence des lacs sur la base de la communauté fossile de diatomées;
5. Créer une méthode permettant d'évaluer l'intégrité écologique des lacs en considérant l'évolution de leur état trophique, à l'aide de la communauté moderne et fossile de diatomées.

Les travaux de la thèse sont présentés à l'intérieur de cinq chapitres (2, 3, 4, 5 et 6), accompagnés d'une introduction générale (chapitre 1) et d'une conclusion générale (chapitre 7). La présentation des chapitres suit le cheminement intuitif et chronologique des objectifs de la recherche qui ont mené à la création d'un outil qui permet l'évaluation de l'intégrité écologique des lacs tempérés du Québec et leur biosurveillance. Ainsi, le chapitre 2 décrit les caractéristiques limnologiques et géologiques associées aux lacs à l'étude, le chapitre 3 décrit la communauté de diatomées colonisant les habitats pélagiques et benthiques de ces milieux aquatiques, et ce, en fonction du gradient trophique des lacs, le chapitre 4 présente le modèle d'inférence du phosphore total créé à l'aide des assemblages de diatomées modernes, le chapitre 5 établit les conditions trophiques de référence qui prévalaient dans les lacs avant l'intensification des activités humaines sur le territoire à l'étude, et le chapitre 6 propose une Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ).

1.2.1 Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec l'état trophique (chapitre 2)

La série de lacs a été sélectionnée en fonction d'informations limnologiques répertoriées au sein de plusieurs études ou rapports antérieurs à 2008. Ainsi, ces données limnologiques ont permis de classer *a priori* l'état trophique de ces lacs de manière à étudier, dans la mesure du possible, un large gradient trophique. Toutefois, il était essentiel de déterminer l'état trophique des lacs à l'aide des résultats de notre étude et de documenter l'ensemble des variables d'influence sur l'état trophique de ces lacs. Ainsi, le premier objectif

spécifique était de déterminer *a posteriori* l'état trophique des lacs à l'aide des indices classiques analysés dans la présente étude, soit les concentrations en PT et Chl_a dans l'épilimnion, ainsi que la transparence de la colonne d'eau. Le second objectif spécifique était de décrire les caractéristiques limnologiques des lacs à l'étude et de documenter les interactions qui s'opèrent entre les différentes variables étudiées.

Conséquemment, les travaux de ce chapitre visaient à évaluer trois hypothèses, soit que:

- 1) la concentration de la biomasse primaire dans l'épilimnion est influencée par la concentration de phosphore total;
- 2) la géologie des bassins versants influence la composition chimique des lacs;
- 3) les lacs alcalins sont généralement plus productifs que les lacs acides et circumneutres.

De plus, ce chapitre a permis de vérifier que les lacs sélectionnés couvraient bien l'ensemble du gradient trophique théorique, soit d'ultra-oligotrophe à hypereutrophe.

Démarche expérimentale

La cueillette des données consistait à mesurer un ensemble de variables chimiques, physiques et biochimiques à l'aide de trois prélèvements (juin, juillet et août), effectués dans la colonne d'eau pendant la période estivale de 2009 ou 2010, et de colliger les variables morphométriques, hydrologiques, physiographiques et géologiques associées aux bassins versants des lacs à l'aide d'un outil géomatique. Au total, 56 lacs ont été sélectionnés, répartis dans trois provinces géologiques du Québec méridional; soit les provinces naturelles des Appalaches, des Laurentides méridionales et des Basses-terres du Saint-Laurent. Des analyses bivariées (test de corrélation) et multivariées (ANCOVA, ordination et test de regroupement) ont été menées de manière à vérifier les hypothèses et atteindre les objectifs de l'étude.

1.2.2 Réponse des diatomées en lien avec l'état trophique des lacs et leurs caractéristiques environnementales (chapitre 3)

Les travaux du chapitre 3 concernent surtout les liens entre la structure des communautés de diatomées, les variables environnementales et l'état trophique du milieu. Conséquemment, l'objectif principal de ce chapitre était de décrire la flore de diatomées de notre jeu de données, par rapport au gradient trophique des lacs. Cette flore est constituée d'assemblages qui proviennent de plusieurs substrats ou habitats. De plus, quatre lacs ont été échantillonnés pendant deux années consécutives. Ainsi, les objectifs spécifiques de ce chapitre sont de : 1) vérifier les similitudes entre les assemblages de diatomées prélevés sur des substrats ou habitats différents, 2) déterminer quel substrat ou habitat procure le meilleur signal pour documenter le niveau

trophique d'un lac, et 3) documenter les espèces indicatrices en fonction des regroupements trophiques (typologie) obtenus.

Nos travaux visaient donc à évaluer les hypothèses suivantes, à savoir que:

- 1) les variables physico-chimiques, morphométriques et géologiques influencent la composition de la communauté de diatomées;
- 2) l'état trophique des lacs explique la distribution des espèces de diatomées;
- 3) le phosphore total est la variable *in situ* qui influence, de manière la plus importante, la composition de la communauté de diatomées;
- 4) les changements climatiques interannuels ont une influence importante sur la variabilité de l'assemblage de diatomées.

Démarche expérimentale

Les assemblages de diatomées associés à trois différents habitats ont été identifiés et énumérés de manière à caractériser un assemblage en termes d'abondance relative par espèce. L'analyse des similitudes entre les assemblages a permis d'étudier la structure des communautés entre les habitats d'un même lac, mais également de regrouper les lacs en fonction de la similarité de leur assemblage par habitat. Ces analyses étaient basées sur l'utilisation d'une ordination simple (analyse en composantes principales [ACP]) et d'une analyse de regroupement agglomérative (méthode de variance minimum de Ward). Par ailleurs, les données représentant les assemblages de diatomées par type d'habitat et les variables environnementales documentées au chapitre 2 ont permis de déterminer les variables qui influençaient la distribution des assemblages de diatomées dans les lacs. De plus, les groupements de lacs, obtenus à l'aide de la similarité entre leur assemblage de diatomées (groupes biologiques), ont été comparés aux groupements de lacs (groupes trophiques) créés sur la base des variables limnologiques seulement (chapitre 2), afin de vérifier si le classement des groupes biologiques était comparable à celui des groupes trophiques. Finalement, les groupes biologiques qui représentent des groupes trophiques « fonctionnels » ont fait l'objet d'une analyse statistique (méthode IndVal) qui a permis d'identifier les espèces indicatrices par groupe biologique. Les différents groupes biologiques représentent des états trophiques différents.

1.2.3 Modèles de reconstitution du phosphore total, basés sur les assemblages de diatomées modernes de 55 lacs du Québec méridional (chapitre 4)

L'objectif principal du chapitre 4 était de développer un modèle d'inférence de phosphore total (PT) permettant de documenter les concentrations de PT historiques dans la colonne d'eau des lacs du Québec méridional. Ce modèle permettra par la suite de déterminer la concentration naturelle dans les lacs du sud du Québec ainsi que son évolution. Il est également souhaité que ce modèle puisse documenter les seuils critiques de PT qui permettraient de rétablir l'état d'équilibre d'un lac dégradé.

Les objectifs spécifiques de l'étude sont de : 1) documenter deux techniques basées sur la régression de moyennes pondérées pour le développement de modèles de PT, 2) documenter la performance et le biais associés à nos modèles, 3) comparer les résultats du modèle le plus performant à ceux d'un modèle diatomées-PT développé pour les lacs de la Nouvelle-Angleterre (Köster and Pienitz 2006), 4) comparer les résultats de la concentration en PT inférée selon deux approches complètement différentes, soit à l'aide de nos modèles et d'un modèle dit « explicite », basé sur des coefficients d'exportation du phosphore (Labrecque 2013), 5) évaluer les avantages d'utiliser un modèle d'inférence plutôt qu'un indice biologique semi-quantitatif (Roy 2012), 6) vérifier l'effet de l'autocorrélation spatiale sur la performance de nos modèles, et 7) établir une procédure d'analyse pour une utilisation adéquate de notre modèle d'inférence.

En somme, ce chapitre consistait à évaluer les hypothèses stipulant que :

- 1) l'abondance relative des espèces de diatomées modernes de la série de lacs varie principalement en fonction de l'accroissement du PT dans la colonne d'eau;
- 2) les modèles d'inférence du PT infèrent véritablement le PT et non pas une variable colinéaire;
- 3) la performance de notre modèle d'inférence n'est pas surestimée par un effet d'autocorrélation spatiale.

Démarche expérimentale :

Ce chapitre s'appuie sur les relations écologiques existant entre les assemblages de diatomées modernes et 57 variables environnementales (chapitre 2). L'ensemble des analyses a été mené sur les assemblages de diatomées récoltés à la surface des sédiments. Les modèles d'inférence ont été développés à l'aide de méthodes paramétriques, soit des techniques de régression de moyennes pondérées. L'étude des liens entre les variables a été effectuée selon une technique d'ordination canonique, soit l'analyse canonique de

redondances (ACR). Au préalable, la matrice de données représentant l'abondance relative de l'ensemble des espèces de diatomées de la série de lacs a été transformée de manière à ce que la matrice de distance qui en découle soit appropriée pour étudier la composition des communautés de diatomées avec une ACR. Par ailleurs, les variables environnementales ont subi, pour la plupart, une transformation de façon à réduire leur asymétrie. De plus, la matrice des données environnementales a été centrée-réduite afin de les rendre dimensionnellement homogènes. L'atteinte des objectifs a été possible grâce aux techniques de statistiques multivariées menées avec le logiciel R.

1.2.4 Conditions trophiques de référence des lacs du Québec méridional (chapitre 5)

Le présent chapitre visait à documenter les conditions de référence des lacs en fonction de leur teneur en PT historique et de la similarité entre les assemblages de la communauté de diatomées fossile. Ainsi, les objectifs spécifiques consistent à : 1) documenter les changements floristiques globaux des assemblages de diatomées survenus depuis la colonisation européenne du territoire ou l'intensification des activités humaines; 2) établir les concentrations naturelles en PT qui prévalaient dans les lacs à l'étude, et ce, à l'aide du modèle d'inférence développé dans cette thèse; 3) déterminer la typologie (groupes) des assemblages de diatomées fossiles de référence, et 4) comparer cette typologie à celle des assemblages modernes développée au chapitre 3. Enfin, les travaux de ce chapitre visaient à évaluer les hypothèses suivantes, soit que :

- 1) l'ensemble des lacs du Québec méridional à l'étude a subi des changements au sein de la composition de leurs assemblages de diatomées sous l'influence de l'intensification des activités anthropiques sur le territoire;
- 2) la géologie des bassins versants et la morphométrie des lacs déterminent la typologie des assemblages de référence;
- 3) l'abondance relative des espèces de diatomées entre les groupes biologiques varie en fonction des conditions trophiques.

Démarche expérimentale :

Les assemblages de diatomées fossiles ont été identifiés et énumérés de manière à caractériser un assemblage en termes d'abondance relative par espèce. L'analyse des similitudes entre les assemblages fossiles a permis de déterminer les groupes d'assemblages de référence. Ces analyses étaient basées sur l'utilisation d'une ACP et d'une analyse de regroupement agglomérative (méthode de variance minimum de

Ward), comme au chapitre 3. Par ailleurs, les concentrations de PT historiques ont été documentées grâce au modèle d'inférence développé au chapitre 4. Finalement, les groupes biologiques qui représentent des groupes trophiques « fonctionnels » de référence ont fait l'objet d'une analyse statistique (méthode IndVal) qui a permis d'identifier les espèces indicatrices par groupe biologique. Les différents groupes biologiques représentent des communautés de référence différentes.

1.2.5 Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ.) (Chapitre 6)

Ce chapitre propose une nouvelle Méthode permettant d'évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ), incluant l'état trophique, et ce, en s'appuyant sur l'écologie des diatomées. Nous prétendons que « MILQ » permettra de poser un bilan de santé plus global que le diagnostic trophique limnologique classique, puisque cette méthode prend en considération l'état de référence de chacun des lacs. De plus, la communauté de diatomées utilisée intègre le signal des habitats pélagiques et benthiques. Ainsi, l'objectif de ce chapitre est d'utiliser les connaissances acquises à ce jour et dans cette thèse afin d'élaborer une méthode de diagnostic performante.

Démarche expérimentale :

MILQ est fondée sur la compilation des résultats de sept paramètres découlant: 1) de l'analyse typologique des lacs, par catégories et groupes, basée sur la similitude des assemblages de diatomées fossiles et modernes (chapitres 3 et 5), 2) du modèle d'inférence du PT (fonctions de transfert) permettant d'inférer les concentrations du PT historiques à l'aide des assemblages de diatomées (chapitre 4), 3) de la méthode de classification trophique dite « complète » élaborée au chapitre 3 et enfin, 4) de l'utilisation du indice biologique de diatomées benthiques lacustres développé en Europe (Hofmann 1999). Un logigramme décrit la démarche qui mène à établir le diagnostic trophique d'un lac à l'aide de MILQ et une section «interprétation» accompagne l'utilisateur. La plupart des étapes d'analyse sont programmées dans le logiciel R afin de faciliter l'élaboration d'une routine pour les utilisateurs.

1.3 Références

Agbeti, M. et Dickman, M. 1989. Use of lake fossil diatom assemblages to determine historical changes in trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 1013-1021.

- Battarbee, R.W., Charles, D.F., Dixit, S.S. et Renberg, I. 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. Dans: E.F. Stroemer et J.P. Smol (Ed.), *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. United Kingdom at the University Press, Cambridge, pp. 85-127.
- Bellinger, E.G. 2010. *Freshwater algae: identification and use as bioindicators*. Chichester, West Sussex, UK ; Hoboken, NJ : Wiley-Blackwell, 271 p.
- Bennion, H., Fluin, J. et Simpson, G.I. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41, 124–138.
- Birks, H. 2010. Numerical methods for the analysis of diatom assemblage data. Dans : *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, 2e édition, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 23-54.
- Congrès de la Société internationale de limnologie (SIL) 2007. *Redéfinir la limnologie pour le 21^e siècle : théories et applications*, 12 au 18 août 2007, organisé par l'Université du Québec à Montréal (UQAM), Palais des Congrès de Montréal, Québec.
- Grenier, M. 2010. *Évaluation du niveau d'intégrité biologique des rivières du Québec à partir de l'Approche par Conditions de Référence et du système GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé)*. Thèse présentée pour l'obtention du grade de Philosophiae doctor (Ph.D.) en Sciences de l'Eau, Université du Québec à Trois-Rivières et INRS-Eau, Terre et Environnement à Québec, 309 p.
- Hall, R.I. et Smol, J.P. 2010. Diatoms as indicators of lake eutrophication. Dans : *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, 2e édition, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 122-151.
- Horne A.J. et C.R. Goldman 1994. *Limnology*, 2e édition. McGraw Hill Inc., New York, 576 p.
- Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société (Institut EDS) 2008. Colloque s'intitulant *Les cyanobactéries: mieux connaître pour mieux gérer*, 28 janvier 2008, Salle Hydro-Québec, Université Laval, Québec.
- Kelly, M.G., King, L., Jones, R.I., Barker, P.A. et Jamieson, B.J. 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610, 125-129.

- Korhola, A., Weckström, J., Holmström, L. et Erästö, P. 2000. A quantitative Holocene climatic record from diatoms in northern Fennoscandia. *Quaternary research* 54, 284-294.
- Köster, D. et Pienitz, R. 2006. Late-Holocene environmental history of two New England ponds: natural dynamics versus human impacts. *Holocene* 16(4), 519-532.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Dans: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. éditeurs, *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1*, Stuttgart/New York: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Dans Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. éditeurs, *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2*, Stuttgart/New York: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. éditeurs, *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3*, Stuttgart/New York: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae, Kritisch Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Dans Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. éditeurs, *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4*, Stuttgart/New York: Gustav Fischer Verlag.
- Labrecque, V. 2013. *Quand le passé refait surface : caractérisation des apports en phosphore au lac Nairne, Charlevoix, Québec*. Mémoire en sciences géographiques, Département de géographie, Université Laval, Québec, 107 p.
- Lacoursière, S., Lavoie, I., Rodriguez, M.A. et Campeau, S. 2011. Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68, 487-497.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2006. A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8, 1793-1811.

- Lavoie, I., Campeau, S., Darchambeau, F., Cabana, G. et Dillon, P.J. 2008a. Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality? *Freshwater Biology* 53, 827-841.
- Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2008b. Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada. Presse de l'Université du Québec, 241 p.
- Lecoite, C., Coste, M. et Prygiel, J. 2008. OMNIDIA version 5.2 software for diatom-based water quality assessment. CD-ROM.
- Lehman, J.T., Abella, S.E.B., Litt, A.H. et Edmondson, W.T. 2004. Fingerprints of biocomplexity: Taxon-specific growth of phytoplankton in relation to environmental factors. *Limnology and Oceanography* 49, 1446-1456.
- Mason, C.F. 1991. *Biology of Freshwater Pollution*. 2^e Édition. Longman Scientific and Technical. Longman Group UK Limited, 351 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2014. Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert, de 2007 à 2012, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-70347-1 (PDF), 32 p.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part 2. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab. Biologiske Skrifter* 7(1), 1-293.
- O'Sullivan, P. 1995. *Eutrophication*. International journal of environmental studies 47, 173-195.
- Patrick, R. 1977. Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. *The biology of diatoms* 13, 284-332.
- Pienitz, R., Smol, J.P. et Birks, H.J.B. 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology* 13, 21-49.
- Pienitz, R. et Vincent, W.F. 2003. Generic approaches towards water quality monitoring based on paleolimnology. Dans: Kumagai, M. et Vincent, W.F. (éd.), *Freshwater Management - Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag, Heidelberg/New York, pp. 61-83.

- Pourriot, R., Capblancq, J., Champ, P. et Meyer, J.A. 1982. *Écologie du plancton des eaux continentales*. Paris. 198 p.
- Racca, J.M.J., Racca, R., Pienitz, R. et Prairie, Y.T. 2007. PaleoNet: new software for building, evaluating and applying neural network based transfer functions in paleoecology. *Journal of Paleolimnology* 38, 467-472.
- Reynolds, C. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press Cambridge. 535 p.
- Rimet, F., Cauchie, H.-M., Hoffmann, L. et Ector, L. 2005. Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *Journal of Applied Phycology* 17, 119-128.
- Roy, A.-J. 2012. *Reconstitution de l'état trophique du lac Nairne, Charlevoix, QC*. Mémoire de maîtrise, Département de géographie. Université Laval, Québec, 122 p.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. et Schmedtje, U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34, 302-314.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184(4139), 897 - 899.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J. et Steinberg, C.E.W. 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Journal of Phycology* 38, 66-89.
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. et Duncan, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie* 106, 433-471.
- Sommer, U., Adrian, R., Domis, L.D.S., Elser, J.J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lurling, M., Molinero, J.C., Mooij, W.M., van Donk, E. et Winder, M. 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. Dans: Futuyma, D.J. (éd.), *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 43, pp. 429-448.
- Smol, J.P. et Stoermer E.F. 2010. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. 2^e édition. Cambridge University Press. 667 p.

- Stenger-Kovacs, C., Buczko, K., Hajnal, E. et Padisak, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589, 141-154.
- Stockner, J.G. et Benson, W.W. 1967. Succession of diatom assemblages in recent sediments of lake Washington. *Limnology and Oceanography* 12, 513-532.
- Sur l'eau, Directive Cadre. Commission Européenne. Directive 2000/60/EC, 2000.
- Thomas, J.C. et Giraud, G. 1989. L'antenne collectrice d'énergie lumineuse: chlorophylle a et phycobiliprotéines chez les cyanobactéries. *Bulletin de la Société Botanique de France: actualités botaniques* 136(1), 31-49.
- Tremblay, R., Pienitz, R. et Legendre, P. 2014. Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Québec. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71, 887-914.
- Tsukada, H., Tsujimura, S. et Nakahara, H. 2006. Seasonal succession of phytoplankton in Lake Yogo over 2 years: effect of artificial manipulation. *Limnology* 7, 3-14.
- Vincent, W.F. 2009a. Effects of climate change on lakes. Dans: Likens, G.E. (éd.), *Encyclopedia of Inland Waters*, vol. 3, Elsevier, Oxford U.K., pp. 55-60.
- Vincent, W.F. 2009b. Cyanobacteria. Dans: Likens, G.E. (éd.), *Encyclopedia of Inland Waters*, vol. 3, Elsevier, Oxford U.K., pp. 226-232.
- Wagner, C. et Adrian, R. 2009. Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54(6), 2460-2468.
- Watson, S.B., McCauley, E. et Downing, J.A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* 42, 487-495.
- Wetzel, R.G. et Likens, G. 2000. *Limnological Analyses*. 3e édition. Springer Verlag, New York, 429 p.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*. Academic Press, New York, 1006 p.

- Willén, E. 1991. Planktonic diatoms - an ecological review. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 69-106.
- Wilson, S.E., Cumming, B.F. et Smol, J.P. 1996. Assessing the reliability of salinity inference models from diatom assemblages: An examination of a 219-lake data set from western North America. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 1580-1594.
- Whitton, B.A. et Potts, M. 2000. *The Ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space*. Boston, Kluwer Academic.
- Wolin, J.A. et Stone, J.R. 2010. Diatoms as indicators of water-level change in freshwater lakes. Dans : *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, 2e édition, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 174-185.
- Zelinka, M. et Marvan, P. 1961. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fließender Gewässer. *Archives of Hydrobiology* 57, 389-407.

2 Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec leur état trophique

2.1 Résumé

Les lacs de villégiature du Québec méridional sont soumis à des pressions anthropiques croissantes. Conséquemment, on observe une intensification de l'eutrophisation avec les effets indésirables que cela comporte, tels une diminution de la biodiversité et un accroissement des espèces tolérantes comme les cyanobactéries. Le premier objectif de l'étude consiste à documenter les interactions qui s'opèrent entre les variables limnologiques et géologiques des lacs à l'étude et le processus d'eutrophisation. Le second objectif vise à déterminer *a posteriori* l'état trophique des lacs étudiés. Pour ce faire, des analyses de corrélations, de groupement et de covariances ont été menées grâce à l'utilisation d'une série de données comptant 57 variables environnementales. Les analyses de corrélations ont montré, tel que normalement observé, qu'il y a un lien étroit entre la concentration de phosphore total, l'abondance des algues et la diminution de la transparence de l'eau. De plus, l'accroissement de la biomasse primaire dans les lacs eutrophes et hypereutrophes était corrélé avec l'augmentation des concentrations d'aluminium dissous. Par ailleurs, les résultats montrent que la géologie des bassins versants joue un rôle prépondérant sur les propriétés alcalines des lacs en général, le niveau de production primaire semble être plus important dans ces lacs. Enfin, l'ensemble des lacs à l'étude représente un gradient trophique complet, soit des conditions trophiques classées ultra-oligotrophes à hypereutrophes, ce qui permettra d'effectuer une étude comparative entre le gradient trophique et la structure des communautés de diatomées lors des travaux futurs.

2.2 Abstract

Recreational lakes in southern Quebec are under increasing anthropogenic pressure. As a consequence, an increasing state of eutrophication has been observed, associated with some negative side effects, such as loss of biodiversity and a rise in tolerant cyanobacteria. The first objective of our study was to document the relationships that exist between the geological setting and the limnological characteristics of the study lakes and the process of eutrophication. To this end, correlation, cluster and covariance analyses were conducted using a data set including 57 environmental variables. The correlation analysis usually showed a close link among the total phosphorus concentration, algal abundance and decreasing water transparency in all study lakes. In addition, an increase in primary biomass in eutrophic and hypertrophic lakes was correlated with increasing concentrations of dissolved aluminium. Our results also show that the geological composition of a

lake's watershed strongly controls its alkaline properties and generally the level of primary productivity in these lakes is more important., Finally, our set of lakes represented a complete trophic gradient, with trophic conditions ranging from ultra-oligotrophic to hypertrophic. This data set provides a starting point for future studies into the relation between the trophic gradient and the structure of diatom communities in temperate lakes.

2.3 Introduction

L'eutrophisation naturelle s'échelonne sur des centaines, voire des milliers d'années. Cependant, les activités humaines menées dans un bassin versant (BV) peuvent entraîner une accélération de l'eutrophisation, rendant celle-ci perceptible à l'échelle de décennies. On parlera d'eutrophisation anthropique. Les « états trophiques » qui se succèdent lors du processus d'eutrophisation sont définis par des variables physiques et biologiques. Les indicateurs physiques et biologiques utilisés pour établir les intervalles sont généralement la transparence de l'eau (disque de Secchi) et les teneurs en phosphore total (PT), azote total (NT) et la chlorophylle a (Chla). Les intervalles séparant les différents états trophiques, internationalement acceptés, ont été publiés par l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE 1982). Au Canada, une subdivision de l'état « méso-eutrophe » en deux sous-catégories, soit mésotrophe et méso-eutrophe, a été ajoutée pour les valeurs de PT. Cette subdivision a été créée afin de mieux traduire la réalité de la grande variation de la composition et de la biomasse des communautés dans les eaux canadiennes (CCME 2004). Au Québec, une subdivision additionnelle a été effectuée, l'état « oligotrophe » ayant été scindée en deux sous-catégories, soit oligotrophe et oligo-mésotrophe. Ainsi, on compte sept niveaux trophiques (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, méso-eutrophe, eutrophe et hypereutrophe).

Dans les zones tempérées, la principale cause de l'eutrophisation anthropique est une augmentation des apports en phosphore (Schindler 1974; Pienitz et Vincent 2003). Le phosphore est un macronutriment essentiel à tous les organismes vivants et son rôle dans le métabolisme est majeur. Dans les écosystèmes aquatiques qui ne sont pas soumis à l'influence anthropique, le phosphore est normalement le moins abondant des nutriments, donc le premier à limiter la productivité biologique (Wetzel 2001). Un accroissement de la productivité et de la biomasse de végétaux et d'algues entraîne des effets indésirables, tels que la diminution de leur diversité; l'accroissement des espèces tolérantes (ex. les cyanobactéries), la diminution de la transparence de l'eau provoquée par l'augmentation de la biomasse, l'augmentation des matières organiques qui mène à l'accroissement du taux de sédimentation et finalement, à un déficit en oxygène dans l'hypolimnion (Mason 1991; Horne et Goldman 1994).

Au Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a mis sur pied en 2002 le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL). Ce réseau vise à établir l'état trophique d'un grand nombre de lacs (700) et à dresser un tableau de l'état général des lacs du Québec. Dans ce contexte, l'étude de Galvez-Cloutier et Sanchez (2007) avait évalué le niveau trophique de 154 lacs et avait conclu que seulement 22 lacs avaient besoin d'un contrôle plus important des apports en nutriments. En contrepartie, la surveillance des efflorescences de cyanobactéries par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) depuis 2008 ne cesse de répertorier un nombre croissant de lacs méridionaux aux prises avec des efflorescences de cyanobactéries, un symptôme de l'eutrophisation (Havens 2008). Selon le critère de l'Organisation mondiale pour la santé (OMS), une efflorescence est éminente lorsque la biomasse de cyanobactéries atteint une densité supérieure ou égale à 20 000 cellules·mL⁻¹. Pendant l'été 2012, 239 plans d'eau ont été visités par le MDDEFP et 139 de ceux-ci subissaient réellement une efflorescence au sens du critère de l'OMS (MDDEFP 2013). Il apparaît donc pertinent de développer de nouveaux indices trophiques biologiques permettant de détecter plus rapidement les changements trophiques qui s'opèrent dans un plan d'eau sous l'influence des pressions anthropiques. Au préalable, il était nécessaire de documenter les aspects limnologiques de notre série de 56 lacs afin d'étudier par la suite l'influence des variables étudiées sur la diversité de la communauté de diatomées qui les colonisent. Parmi ces variables, on compte les principaux macronutriments que sont le phosphore (P) et l'azote (N), certains oligo-éléments comme le fer (Fe), le cuivre (Cu), le manganèse (Mg) et d'autres éléments comme l'aluminium (Al), le sodium (Na), un métal alcalin impliqué dans le transport de certaines molécules, le carbone organique dissous (COD), ainsi que des variables d'effet comme le pH de la zone photique (pH_PHOTOIC), les concentrations de matières en suspension (MES), la chlorophylle-a (Chla) et la transparence de l'eau.

Ainsi, le premier objectif était de déterminer *a posteriori* l'état trophique des lacs à l'aide des indices classiques analysés dans la présente étude, soit les concentrations en PT et Chla dans l'épilimnion, ainsi que la transparence de la colonne d'eau. Le second objectif était de décrire les caractéristiques limnologiques des lacs à l'étude et de documenter les interactions qui s'opèrent entre les différentes variables étudiées (chimiques, physiques, biochimiques, morphométriques, hydrologiques, physiographiques et géologiques). Conséquemment, plusieurs hypothèses ont été vérifiées, soit que: 1) la géologie des bassins versants influence la composition chimique des lacs, 2) les lacs alcalins sont généralement plus productifs que les lacs acides et circumneutres, et enfin que 3) la concentration de la biomasse primaire dans l'épilimnion est influencée par la concentration de phosphore total..

2.4 Description de la région d'étude

Au total, 56 lacs de villégiature ont été sélectionnés dans trois provinces géologiques du Québec méridional; les provinces naturelles des Appalaches (ECO1), des Laurentides méridionales (ECO2) et des Basses-terres du Saint-Laurent (ECO3) (Figure 2.1). Les lacs sont répartis le long de l'axe du fleuve Saint-Laurent et situés entre les villes de Montréal et La Malbaie (Charlevoix). Ils s'étendent entre les 45e et 48e parallèles nord. Les informations qui suivent, relativement aux régions naturelles, ont été tirées de Li et Ducruc (1999). La plupart des lacs à l'étude doivent leur origine au retrait de l'Inlandsis laurentidien qui remonte à la période géologique de l'Holocène, il y a plus de 10 000 ans.

La région naturelle des Appalaches (ECO1) située au sud du Saint-Laurent, correspond principalement à la chaîne de montagnes des Appalaches. Le socle rocheux est composé de roches sédimentaires (grès, calcaire, mudrock et schiste) ou volcaniques (basalte). L'altitude des Appalaches passe du niveau de la mer à un peu plus de 1 200 m pour les plus hauts sommets (ex. Mont Jacques-Cartier, Gaspésie, QC). Les lacs de notre jeu de données sont situés en basse altitude. La majorité des reliefs sont recouverts de dépôts glaciaires, plus ou moins pierreux et de textures fines. Les sables et graviers qui comblent le fond des vallées peuvent être associés à des dépôts fins d'origine lacustre. La végétation est principalement constituée de forêts mixtes à dominance feuillue. L'agriculture occupe 15 % du territoire et est pratiquée dans les parties les moins accidentées (basses terres, plateaux et fonds de vallées) et dans la partie méridionale du territoire. Le réseau hydrographique principal est constitué des rivières Saint-François, Chaudière et Matapédia. Les lacs sont peu abondants et le lac Memphrémagog est parmi les plus grands lacs de la rive sud du Saint-Laurent.

Les Laurentides méridionales (ECO2) couvrent la partie sud-ouest du Bouclier canadien; elles font donc entièrement partie de la province géologique de Grenville. Le socle rocheux est surtout constitué de gneiss, soit de roches métamorphiques d'origine sédimentaire (paragneiss) ou magmatique (orthogneiss), et recouvert de dépôts glaciaires minces. L'altitude des massifs varie de 600 m à plus de 1 000 m, alors que le reste du territoire varie entre 200 et 450 m d'altitude. Les activités forestières y sont beaucoup plus importantes que les activités agricoles. Ce territoire possède la plus petite part de la population et celle-ci se concentre surtout dans les vallées, ainsi que dans la région de Charlevoix. Les bassins versants des lacs visités étaient surtout recouverts de forêts mélangées avec dominance de feuillus, à l'exception du parc national des Grands-Jardins où les résineux sont maîtres et rois. Le réseau hydrographique se développe autour des rivières des Outaouais, Gatineau et Saint-Maurice. La densité des lacs est moyenne et leur taille plutôt petite, à l'exception de quelques grands réservoirs, plus au nord du territoire, qui ne font pas partie de la présente étude.

Les Basses-terres du Saint-Laurent (ECO3) reposent sur une plateforme de dépôts fluviaux (alluvions) et marins (mer de Champlain), de dépôts glaciaires et de tourbières. Ce territoire a peu de relief (< 100 m). Les dépôts d'argiles et de limons marins de la mer de Champlain dominent dans la partie sud-ouest de la province naturelle, alors qu'ils deviennent plus sableux dans la partie nord-est. Un bon nombre de tourbières sont présentes, principalement sur la rive sud. Comme le climat est doux et humide, la végétation forestière est riche et diversifiée (érable à sucre, chêne, tilleul, caryer, noyer, peuplier et bouleau). L'agriculture occupe une grande part du territoire, soit 50 %. C'est la province naturelle la plus peuplée du Québec. Les plus importantes agglomérations sont dans les communautés urbaines de Montréal et de Québec. Les rivières qui s'écoulent sur les Basse-terres du Saint-Laurent prennent naissance dans les Appalaches ou dans le Bouclier canadien. Le Saint-Laurent domine le bassin hydrographique et ses affluents les plus importants sont les rivières des Outaouais, L'Assomption, Saint-Maurice et Jacques-Cartier sur la rive nord; ainsi que Richelieu, Yamaska, Saint-François, Nicolet et Bécancour sur la rive sud. Il y a peu de lacs et ceux-ci sont de faible superficie. Notre jeu de données ne compte que cinq lacs situés dans cette province naturelle : lac aux Canards, lac Bleu, lac des Chicots, lac Saint-Augustin et lac Saint-Charles (Bellechasse) (Figure 2.1).

Le climat du territoire à l'étude situé en basse altitude est modéré et humide, avec une longue saison de croissance. Les conditions climatiques des Basses-terres du Saint-Laurent et du sud des Laurentides méridionales sont les plus clémentes du Québec. Les zones situées en hautes altitudes (zone au nord de la Ville de Québec et dans le parc national des Grands-Jardins) présentent un climat plus froid et très humide.

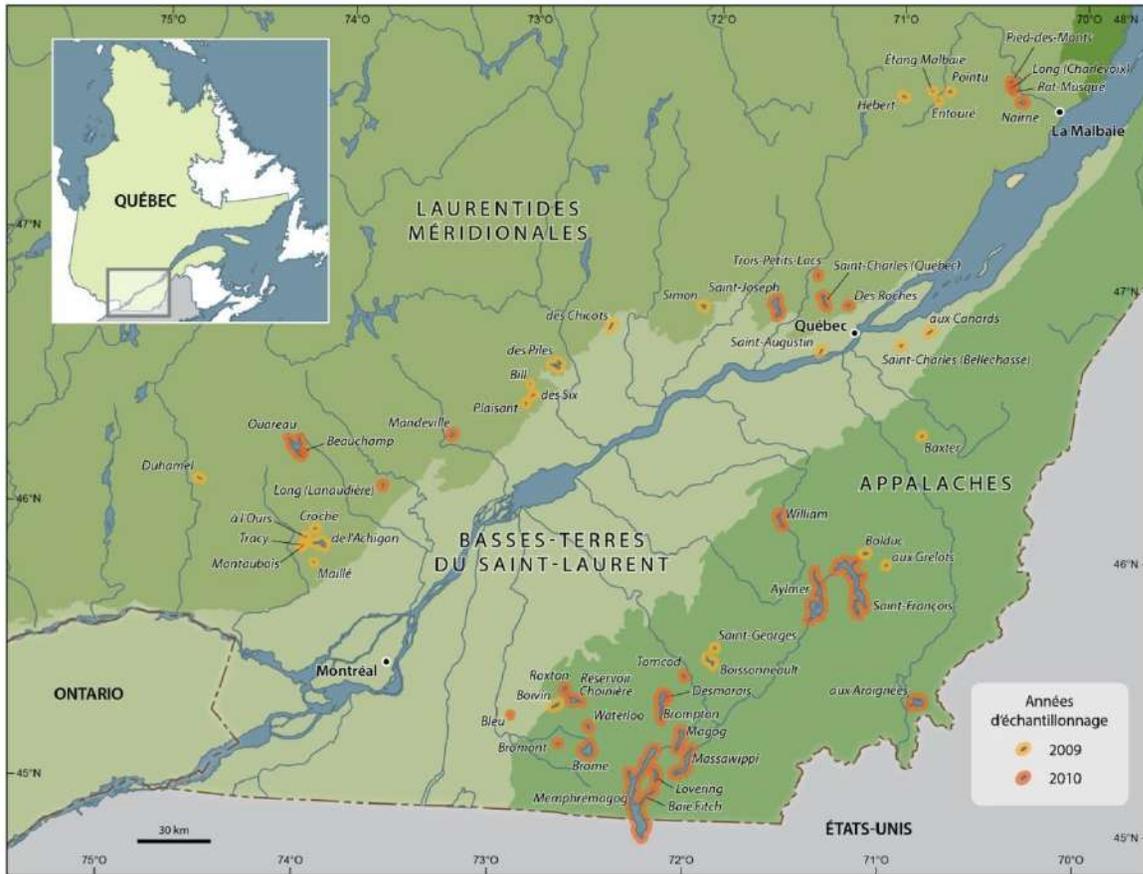


Figure 2.1 : Localisation des 56 lacs à l'étude et délimitation des provinces naturelles des Laurentides méridionales, des Basses-terres du Saint-Laurent et des Appalaches.

2.5 Matériel et méthodes

2.5.1 Choix des lacs et périodes d'échantillonnage

Les plans d'eau sélectionnés à l'intérieur des trois régions naturelles étaient distribués selon un gradient trophique, déterminé *a priori*, allant de conditions ultra-oligotrophes à hypereutrophes. Les lacs représentent une très grande variabilité, autant d'un point de vue limnologique que morphométrique, soit polymictiques (22 lacs) ou dimictiques (34 lacs). Selon la classification du réseau hydrographique de Strahler (1957), les lacs sont d'ordre « 0 » à « 6 », la valeur « 0 » étant attribuée aux lacs de tête, tandis qu'un lac d'ordre « 1 » reçoit les eaux d'un affluent du premier niveau hydrographique et ainsi de suite.

La plupart des bassins versants de ces lacs de villégiature sont occupés, mais à des degrés différents. Par exemple, le lac Pointu (Parc national des Grands Jardins, Charlevoix, QC), ultra-oligotrophe, n'est visité que pour la pêche et abrite sur son bassin versant uniquement quelques chalets pour les pêcheurs. D'autres plans d'eau sont des lacs urbains, où la presque totalité du bassin versant est urbanisée, tel le lac Boivin (Granby, QC). Enfin, certains plans d'eau sont des réservoirs au sens où ce sont des anciens cours d'eau ou des lacs dont le niveau a été élevé ou régularisé à l'aide d'un barrage en aval. C'est le cas, notamment, du réservoir Choinière, du lac Boivin, du lac Boissonneault, du lac Saint-Charles (QC) et du lac des Roches. Les lacs Bleu, Desmarais et Maillé sont des lacs créés artificiellement depuis au moins trois décennies (comm. pers. avec des riverains). Il faut noter que la présente étude ne vise pas à documenter l'influence des différents types d'occupation des sols sur l'état trophique des lacs.

2.5.2 Mesures environnementales

Au total, 57 variables ont été étudiées afin de documenter l'état global des plans d'eau et leur niveau trophique. Les variables se divisent en quatre groupes: 1) chimiques, physiques ou biologiques; 2) morphométriques; 3) hydrologiques et 4) géologiques. Ces variables, accompagnées de leur unité de mesure, leur méthode de mesure et ainsi que leur abréviation, sont présentées dans le Tableau 2.1.

2.5.3 Variables physiques, chimiques ou biochimiques

Les prélèvements d'eau pour la mesure des variables chimiques et biologiques ainsi que les profils physico-chimiques ont été effectués à toutes les visites ($n = 3$). Une sonde Quanta® a permis de mesurer, à chaque mètre de profondeur, le pH, la conductivité, la température et l'oxygène dissous. La transparence de l'eau a été évaluée avec un disque de Secchi de 20 cm de diamètre. Chacune des valeurs (température, pH, conductivité spécifique et oxygène dissous) a été compilée afin d'établir la profondeur et les caractéristiques

limnologiques estivales moyennes de la zone épilimnique et photique. La profondeur de la zone photique a été déterminée en multipliant la profondeur du Secchi par un facteur de 1,7 pour les lacs de couleur « thé », soit les eaux riches en carbone organique dissous (COD) et par un facteur de 2,4 pour les lacs clairs, soit de couleur « bleu ». Ces facteurs sont basés sur les études répertoriées dans Kalff (2002). Les lacs « clairs » étaient situés dans le parc national des Grands-Jardins, sur un socle granitique, et présentaient de faibles teneurs en COD. La coloration donnée à l'eau par le COD atténue la pénétration de la lumière.

2.5.4 Variables morphométriques et hydrologiques

La collaboration de la Direction du patrimoine écologique et des parcs (DPÉP) du MDDEFP à l'époque, a permis de colliger certaines données morphométriques et hydrologiques. Ces variables sont la superficie du lac (AIRE_LAC), la surface du bassin versant (AIRE_BV), la situation hiérarchique des lacs dans le réseau hydrologique selon l'échelle de Strahler (Strahler) et la charge en eau par unité de superficie du lac (Qs). Le Qs représente le rapport entre le volume d'eau de ruissellement drainé par le bassin versant et la superficie du lac. Le volume d'eau est tiré de la base de données climatologiques des stations du MDDEFP entre 1970 et 2007 et calculé sur une base mensuelle. Les précipitations ont été interpolées et corrigées suivant le gradient adiabatique associé aux changements altitudinaux, alors que l'évapotranspiration potentielle a été calculée à l'aide de l'équation de Thornthwaite. Les autres variables ont été extraites à partir de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ), à l'aide du logiciel ArcGIS 10 de ESRI. Le volume des lacs a été déterminé à l'aide des courbes bathymétriques, ou extrapolé selon la méthode de Hollister et Milstead (2010).

2.5.5 Variables géologiques

Les cartes géologiques vectorielles proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). Les caractéristiques géologiques ont été extraites de manière à documenter le pourcentage de surface occupé par catégorie de socle rocheux et les types de dépôt meuble pour chacun des bassins versants de lac. Les types de roches associés à chacune des catégories de la roche mère sont décrits au Tableau 2.1. Essentiellement, les types de roches regroupés sous les catégories gneiss/paragneiss, felsiques, mafiques et ultra-mafiques sont des roches ignées ou magmatiques. Elles ont été formées par solidification du magma, à des profondeurs variables dans la croûte terrestre. Les roches carbonatées, siliceuses et argileuses sont des roches sédimentaires d'origine détritique ou chimique et biochimique.

2.5.6 Niveau trophique

Les indicateurs utilisés par le MDDELCC pour établir le niveau trophique d'un lac sont les teneurs de PT et Chla, ainsi que la transparence de l'eau (SECCHI). Le COD est également mesuré afin de pouvoir évaluer l'influence de celui-ci sur la transparence de l'eau. Lorsque les signaux de ces variables sont divergents, la classification est fondée sur la Chla (Simoneau et al. 2004). En définitive, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) utilise l'indice de l'état trophique de Carlson (Carlson 1977) pour établir le niveau trophique en fonction de la relation linéaire entre les variables.

Dans cette étude, le niveau trophique des lacs a été déterminé à l'aide d'une analyse de groupement basée sur la proximité des lacs, en fonction des variables trophiques usuelles (PT, Chla et SECCHI). Le but visé par l'utilisation d'une mesure de distance plutôt qu'un indice pour regrouper les lacs était de conserver visuellement l'information sur les similitudes et différences entre les lacs. Cela nous permettra, dans une étude subséquente, de comparer la structure des communautés de diatomées et les groupements trophiques basés sur la physico-chimie, tout en pouvant visualiser l'influence des autres variables sur une ordination.

Il est préférable d'utiliser le PT plutôt que la valeur de phosphore total dissous (Wetzel 2001). La filtration nécessaire pour évaluer le phosphore dissous entraîne souvent une surestimation du phosphore biodisponible (Fisher et Lean 1992), alors que les méthodes classiques de mesure du PO_4^{3-} ont tendance à surestimer les concentrations en phosphates (Hudson et al. 2000).

2.5.7 Analyses statistiques

L'ensemble des tests statistiques a été mené à l'aide du logiciel « R » (R Development Core Team 2013). Un test de corrélation linéaire (*Pearson*) a été mené sur l'ensemble des variables et les valeurs de probabilité (*p-values*) ont été corrigées à l'aide de la méthode de Bonferroni. Au préalable, l'assymétrie de la distribution de fréquence de certaines variables environnementales a été réduite grâce à une transformation \log_{10} ou racine carrée (Tableau A3; chapitre 4). Une analyse de covariance (ANCOVA) a été effectuée avec chacun des groupes de variables montrant une corrélation significative avec les variables d'intérêt pour cette étude (PT, Chla, MES, COD, Na, NTi, Fe, Al et pH_PHOTIC). Les variables indépendantes ayant un facteur d'inflation de la variance (VIF) excédant « dix » n'ont pas été incluses dans l'analyse ANCOVA (Neter et al. 1996). Par exemple, un choix a dû s'effectuer entre les variables calcium (Ca) et alcalinité (ALC).

Deux tests de groupement ont été effectués avec l'ensemble des variables. Le premier test consistait à effectuer une analyse en composantes principales (ACP) avec l'ensemble des variables environnementales associées aux 56 lacs à l'étude et celles de quatre lacs qui ont été échantillonnés pendant deux années consécutives (Brompton, Nairne, Roxton et William) pour documenter la variabilité interannuelle. Le but de l'ACP était de visualiser les lacs en fonction de leurs similarités ou différences. Cette ordination a été effectuée avec la version 5.0 du logiciel CANOCO (ter Braak et Šmilauer 2012).

La deuxième analyse utilisée a consisté en un test de groupement agglomératif (test de *Ward*) effectué à l'aide de la fonction « *hclust* » du logiciel R. Le test de *Ward* groupait les objets (lacs) de manière à minimiser la somme des carrés des écarts à l'intérieur d'un groupe. L'opération s'est effectuée avec une matrice de distance euclidienne calculée sur les variables brutes. Les groupements ont été basés sur les trois variables représentant l'état trophique d'un lac. Ces variables sont la variable de cause PT et les deux variables d'effet : Chla et SECCHI. Cette analyse de groupement a permis de déterminer *a posteriori* l'état trophique des lacs sur la base des indices d'eutrophisation physico-chimiques classiques. Le résultat de la classification trophique des lacs sera illustré dans l'ACP.

Tableau 2.1 : Variables étudiées, accompagnées de leur unité de mesure ainsi que de leur méthode de prélèvement et d'analyse.

Variable	Unité	Méthode de prélèvement (n=3)	Méthode d'analyse
Chimique, physique ou biologique			
Éléments chimiques dissous (Al, Br, C, Ca, Cl, Cu, F, Fe, K, Mg, Mn, Mo, N, Na, P, Pb, S, Si, Zn)	mg·L ⁻¹	Intégré (0-1 m de profondeur)	Spectrophotométrie d'émission atomique à plasma (ICP-AES Varian Vista AX®) par INRS-ETE de Québec
Anions Nitrite (NO ₂), nitrate (NO ₃) et sulfate (SO ₄)	mg·L ⁻¹		Chromatographe ionique (Dionex®) par INRS-ETE de Québec
Phosphore total trace (PT)	µg·L ⁻¹		Minéralisation au persulfate (méthode MA. 303 –P 5) Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)
Azote total inorganique (NTi)	mg·L ⁻¹		Oxydation (Shimadzu TOC®) par INRS-ETE de Québec
Carbone organique dissous (COD)	mg·L ⁻¹		Titration avec une solution d'acide nitrique (méthode MA. 303 – Titr Auto 1.1; CEAEQ). Effectué sur le terrain par R. Tremblay
Alcalinité (ALC)	mg·L ⁻¹ de CaCO ₃		Fluométrie par INRS-ETE de Québec (filtré sur le terrain par R. Tremblay)
Chlorophylle a (Chla)	µg·L ⁻¹		—
Ratio azote total inorganique sur phosphore total (NTi:PT)	—	—	—
Matières en suspension (MES)	mg·L ⁻¹	Intégré (0-3 m de profondeur)	Filtration (pore de 1,5µm) et séchage à 105°C (MA. 115 – S.S. 1.1; CEAEQ) Laboratoire de paléocéologie aquatique de l'Université Laval (LPA) par R. Tremblay
Transparence (SECCHI)	m	Disque de Secchi	Protocole de mesure de la transparence de l'eau (MDDEP et CRE Laurentides 2007)

Tableau 2.1 (suite)

Variable	Unité	Méthode de prélèvement (n=3)	Méthode d'analyse
Chimique, physique ou biologique			
Température (TEMP)	°C	Profil à chaque mètre de profondeur	Sonde Quanta®
Acidité (pH)	LOG ₁₀		
Conductivité (COND)	mS·cm ⁻¹		
Oxygène dissous (DO)	mg·L ⁻¹		
Profondeur de la zone photique (PHOTIC)	M	—	Secchi x coefficient 1,7 ou 2,4 (Kalff, 2002)
Quantité de valves de diatomée par gramme de matière organique (Diatom_MO)	valves/g de MO	Quantité de diatomée par gramme de matière organique Quantité de diatomée par gramme de sédiment sec	Microscope optique, objectif 100X
Quantité de valves de diatomée par gramme de sédiment sec (Diatom_SED)	valves /g sédiment		
Morphométrique			
Profondeur de la thermocline (THERMO)	m	Profil de température à chaque mètre de profondeur	Calculer la densité des couches à l'aide de la fréquence de Brunt-Väisälä (N ²)
Profondeur de la station d'échantillonnage (ZSTATION)			Chaînage, sonar et carte bathymétrique
Volume du lac (VOLUME)	m ³	Système d'information géographique (SIG)	(Logiciel ESRI; ArcGIS 10)
Superficie du lac (AIRE_LAC)	km ²		
Superficie du bassin versant (AIRE_BV)	km ²		
Type de mélange; polymictique ou dimictique (TYPE)	Catégorique	—	Présence (dimictique) ou non (polymictique) d'une thermocline
Volume du lac divisé par la surface du lac (VOLUME/AIRE)	—	—	—
Surface du lac divisée par la profondeur maximale (AIRE/ZSTATION)	—	—	—
Volume du lac divisé par la profondeur maximale (VOLUME/ZSTATION)	—	—	—
Superficie du bassin versant / Superficie du lac (AIRE_BV/AIRE_LAC)	—	—	—

Tableau 2.1 (suite)

Variable	Unité	Méthode de prélèvement (n=3)	Méthode d'analyse
Hydrologique			
Charge en eau par unité de surface (Qs)	m·an ⁻¹	SIG	Rapport entre le volume d'eau de ruissellement drainé par le bassin versant et la superficie du lac.
Niveau du lac dans le réseau hydrographique (Strahler)	1 à 6		La méthode, devenue classique, de hiérarchisation des branches d'un réseau hydrographique (Horton-Strahler 1952)
Province naturelle (écorégion)			
Appalaches; Écorégion 1 (ECO1)	Catégorique	SIG	Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) (Logiciel ESRI; ArcGIS 10)
Laurentides méridionales; Écorégion 2 (ECO2)			
Basses-terres du Saint-Laurent ; Écorégion 3 (ECO3)			
Géologique			
Dépôt meuble			
Alluvion (ALLUV) Matériaux fluvio-glaciaires (FLUVIO) Dépôts morainiques (TILL) Affleurement rocheux (ROCK) Dépôts marins (MARIN) Sédiments lacustres (LACU)	% surface	SIG	Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) (Logiciel ESRI; ArcGIS 10)

Tableau 2.1 (suite)

Variable	Unité	Méthode de prélèvement (n=3)	Méthode d'analyse
Géologique			
Socle rocheux			
Roches argileuses; mudrock ou shale (ARGIL) Roches carbonatées; calcaire ou dolomie (CARBO) Roches felsiques; volcanites felsiques, tonalite, granitoïde, roches charnockitiques ou granite (FELSIQ) Gneiss et paragneiss; gneiss charnockitique, granulite, gneiss granitique et tonalitique ou migmatite (GNEISS) Roches intermédiaires; syénite, syénite alcaline, monzonite ou volcanite intermédiaire (INTERM) Roches mafiques; basalte, metabasalte, diorite, gabbro, métagabbro, anorthosite, amphibolite (MAFIQ) Roches siliceuses; grès, arkose, grauwacke quartzite, conglomérat, métagrès ou métagrauwacke (SILIC) Roches ultra-mafiques ou volcanites ultra-mafiques (ULTRA_MAFIQ)	% de surface	SIG	Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) (Logiciel ESRI; ArcGIS 10)

2.6 Résultats et discussion

2.6.1 Caractéristiques limnologiques et géologiques

Les teneurs en PT variaient entre 0,8 et 173,3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, les concentrations en Chla se situaient entre 0,42 et 95,62 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, la transparence de l'eau variait entre 0,4 et 25,0 m de profondeur et enfin, le gradient de conductivité se situait entre 11 et 712 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Le Tableau 2.2 présente la valeur moyenne, minimale et maximale des 35 variables chimiques, physiques, biologiques, morphométriques ou hydrologiques, en fonction du type de mélange (dimictique ou polymictique) et pour l'ensemble des lacs. La grandeur de l'intervalle des gradients pour les variables chimiques et biologiques est plus grande au sein des lacs peu profonds (ou polymictiques).

Les caractéristiques géologiques pour chacun des bassins versants sont décrites dans le Tableau 2.3. Les BV situés sur le Bouclier canadien, dont le socle est composé principalement de roches de gneiss/paragneiss ou de roches intermédiaires, abritent des lacs dimictiques montrant les valeurs mesurées d'alcalinité et de conductivité parmi les plus faibles du jeu de données (ex. lacs Simon, Hébert, Pointu et Plaisant). Les lacs situés sur des roches sédimentaires argileuses (ARGIL) recouvertes d'un dépôt de till sont les lacs montrant des concentrations de biomasse d'algues (Chla) parmi les plus élevées. C'est le cas, notamment, des lacs Saint-Charles (Bellechasse), Roxton, Saint-Georges et Waterloo.

Dans les Laurentides méridionales, le BV du lac Nairne faisait exception aux autres lacs de cette région naturelle. Bien que son BV soit composé à 75 % de roches magmatiques (gneiss/paragneiss), 25 % de sa superficie est composée de roches carbonatées d'origine biologique et biochimique. Cette portion de formations carbonatées calcaires, peu fréquente dans cette région, a possiblement été préservée dans la zone d'effondrement associée à l'astrolème de Charlevoix (Tremblay et Meunier 2013).

Tableau 2.2 : Valeurs moyennes (ou médianes), minimales et maximales de 35 variables pour l'ensemble des lacs à l'étude.

Variable	Unité	Polymictique, n = 21			Dimictique, n = 35			L'ensemble des lacs, n = 56		
		Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
Cl	mg·L ⁻¹	14,81	0,32	120,33	6,15	0,19	41,74	9,35	0,19	120,33
SO ₄	mg·L ⁻¹	12,01	1,26	146,00	4,00	1,21	10,52	7,06	1,21	146,00
NO ₃	mg·L ⁻¹	0,17	0,00	0,56	0,28	0,00	1,70	0,22	0,00	1,70
COD	mg·L ⁻¹	6,84	3,31	17,53	4,42	0,76	11,43	5,33	0,76	17,53
NTi	mg·L ⁻¹	0,44	0,15	1,73	0,26	0,07	0,78	0,31	0,07	1,73
Al	mg·L ⁻¹	0,03	0,01	0,08	0,02	0,00	0,10	0,03	0,00	0,10
Ca	mg·L ⁻¹	12,70	2,82	45,87	7,74	1,01	31,75	9,42	1,01	45,87
Fe	mg·L ⁻¹	0,13	0,01	0,48	0,06	0,00	0,58	0,09	0,00	0,58
K	mg·L ⁻¹	1,11	0,23	5,47	0,58	0,10	2,45	0,74	0,10	5,47
Mg	mg·L ⁻¹	3,21	0,51	18,14	2,45	0,21	14,10	2,54	0,21	18,14
Mn	mg·L ⁻¹	0,02	0,00	0,07	0,01	0,00	0,08	0,01	0,00	0,08
Na	mg·L ⁻¹	10,47	0,96	78,81	3,96	0,47	23,00	6,42	0,47	78,81
Soufre total dissous (S)	mg·L ⁻¹	4,08	0,69	47,21	1,43	0,49	3,54	2,43	0,49	47,21
Si	mg·L ⁻¹	1,42	0,16	3,90	1,48	0,15	4,18	1,47	0,15	4,18
Chla	µg·L ⁻¹	29,38	0,77	95,62	4,81	0,42	23,07	13,62	0,42	95,62
PT	µg·L ⁻¹	45,96	6,40	173,33	7,97	0,87	22,03	21,91	0,87	173,33
SECCHI	m	1,6	0,4	3,4	4,8	1,3	25,0	3,7	0,4	25,0
NTi:PT		20	2	145	47	9	176	35	2	145
MES	mg·L ⁻¹	7,7	0,3	36,4	1,4	0,1	3,5	3,8	0,1	36,4
ALC	mg·L ⁻¹ CaCO ₃	35,5	6,8	114,7	26,1	1,8	97,0	28,5	1,8	114,7
TEMP	°C	20,48	15,68	22,98	17,55	9,17	22,79	18,51	9,17	22,98
pH_PHOTIC		8,15	6,69	9,50	7,59	6,37	9,39	7,75	6,37	9,50
COND	mS·cm ⁻¹	0,15	0,03	0,71	0,09	0,01	0,26	0,11	0,01	0,71
DO	mg·L ⁻¹	7,72	5,97	12,51	7,26	4,81	10,24	7,43	4,81	12,51
PHOTIC	m	2,5	0,7	5,0	7,9	2,2	30,0	6,0	0,7	30,0
THERMO	m	3,5	1,0	14,0	6,9	3,0	15,0	5,5	1,0	15,0
ZStation	m	4,4	0,8	14,0	18,3	6,0	30,0	12,9	0,8	30,0
Volume	m ³	3 837 064	34 085	31 827 608	110 182 651	135 293	1 611 834 210	73 936 410	34 085	1 611 834 210
AIRE_LAC	km ²	1,32	0,03	8,69	7,50	0,03	67,13	5,25	0,03	67,13
V/S	m	1,85	0,11	6,06	9,37	1,51	38,05	6,68	0,11	38,05
AIRE_BV	km ²	40,6	0,9	259,0	203,9	0,2	1739,6	139,7	0,2	1739,6
AIRE_BV/AIRE_Lac	km ²	52	3	377	26	3	130	35	3	377
Qs	m·year ⁻¹	31	2	211	18	2	90	22	2	211
Diatom_SED	valves·g ⁻¹ Sed.	3,40E+06	2,26E+05	1,38E+07	3,74E+06	4,47E+05	1,43E+07	3,70E+06	2,26E+05	1,43E+07
Diatom_MO	valves·g ⁻¹ MO	1,48E+07	1,88E+06	4,06E+07	1,52E+07	1,43E+06	5,71E+07	1,54E+07	1,43E+06	5,71E+07

Tableau 2.3 : Lacs et leur acronyme par écorégion, coordonnées géographiques et caractéristiques géologiques de leur bassin versant.

Lac	Acronyme	Coordonnées de la station		Altitude	Strahler	Roches métamorphiques (%)					Roches sédimentaires (%)			Dépôt de surface (%)					
		LAT	LONG			GNISS	FELSIQ	MAFIQ	ULT_M	INTERM	ARGIL	CARBO	SILIC	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN
Appalaches (ECO1)																			
aux Araignées	ARAIGNE	45,47	-70,82	400	4	0	77	0	0	0	4	0	18	0	0	0	100	0	0
aux Grelots	AGRELOT	45,97	-71,00	329	2	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Aylmer	AYLMER	45,82	-71,36	226	5	0	11	4	12	0	69	0	4	1	0	0	99	0	0
Baie Fitch	FITCH	45,07	-72,22	197	6	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Baxter	BAXTER	46,45	-70,84	385	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Boissonneault (réservoir)	BOISSO	45,60	-71,92	202	4	0	0	0	3	0	97	0	0	0	0	0	100	0	0
Boivin (réservoir)	BOIVIN	45,40	-72,69	112	4	0	0	5	0	0	92	0	3	0	0	0	100	0	0
Bolduc	BOLDUC	46,01	-71,11	310	3	0	0	0	22	0	76	0	2	0	0	0	100	0	0
Brome	BROME	45,25	-72,51	195	5	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	82	18	0
Bromont	BROMONT	45,27	-72,67	129	4	0	0	98	0	0	2	0	0	0	0	0	6	94	0
Brompton	BROMPT	45,43	-72,14	237	4	0	0	12	52	0	5	0	31	0	0	0	100	0	0
Choinière (réservoir)	CHOINI	45,43	-72,60	140	6	0	0	3	0	0	92	0	5	0	0	0	100	0	0
Desmarais	DMAR	45,46	-72,12	271	2	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Lovering	LOVE	45,17	-72,16	240	3	0	0	0	19	0	67	0	14	0	0	0	100	0	0
Magog	MAGOG	45,31	-72,04	183	6	0	1	2	6	0	26	0	1	0	0	0	30	5	0
Massawippi	MASSAW	45,22	-72,01	156	5	0	5	0	11	0	80	0	1	4	0	0	96	0	0
Memphrémagog	MEMPH	45,12	-72,24	197	6	0	1	2	5	0	20	0	1	0	0	0	23	6	0
Roxton	ROXT	45,47	-72,65	121	3	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Saint-François	STFRANC	45,90	-71,17	272	5	0	11	3	10	0	74	0	2	0	0	0	100	0	0
Saint-Georges	STGEORGE	45,64	-71,88	244	1	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Tomcod	TOMCOD	45,54	-72,04	202	3	0	0	1	97	0	1	0	0	0	0	0	100	0	0

Tableau 2.3 (suite)

Lac	Acronyme	Coordonnées de la station		Altitude	Strahler	Roches métamorphiques (%)					Roches sédimentaires (%)			Dépôt de surface (%)					
		LAT	LONG			GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ULT_M	INTERM	ARGIL	CARBO	SILIC	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN
Appalaches (ECO1)																			
Waterloo	WATER	45,33	-72,52	206	3	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	
William	WILL	46,12	-71,57	192	5	0	0	1	15	0	56	0	27	0	0	0	100	0	0
Laurentides méridionales (ECO2)																			
à l'Ours	ALOURS	45,96	-74,06	320	2	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Beauchamps	BEAUCH	46,27	-74,10	541	0	88	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Bill	BILL	46,57	-72,93	162	1	0	92	8	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Croche	CROCHE	45,99	-74,01	356	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
de l'Achigan	DLACHIG	45,93	-73,97	200	4	0	26	74	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Des Piles	DPILES	46,65	-72,80	160	1	76	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Des Roches (réservoir)	DROCHE	46,92	-71,25	300	1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
des Six	DSIX	46,54	-72,91	200	2	0	4	96	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Duhamel	DUHAM	46,14	-74,64	240	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Entouré	ENTOUR	47,68	-70,81	698	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0	0	0	0	0
Étang Malbaie	EMALBAI	47,73	-70,75	710	3	27	0	0	0	53	0	0	20	0	53	0	13	35	0
Hébert	HEBERT	47,70	-71,00	853	2	58	0	42	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Long (Charlevoix)	LONGC	47,74	-70,42	240	3	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Long (Lanaudière)	LONGL	46,17	-73,67	250	2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Maillé	MAILLE	45,87	-74,00	223	2	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Mandeville	MANDEV	46,37	-73,32	142	3	63	0	0	0	37	0	0	0	0	0	16	84	0	0
Montaubois	MONTAU	45,92	-74,07	351	1	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Nairne	NAIRN	47,69	-70,35	210	3	75	0	0	0	0	0	25	0	0	83	0	17	0	0

Tableau 2.3 (suite)

Lac	Acronyme	Coordonnées de la station d'échantillonnage		Altitude	Strahler	Roches métamorphiques (%)					Roches sédimentaires (%)			Dépôt de surface (%)					
		LAT	LONG			GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ULTRA_M	INTERM	ARGIL	CARBO	SILIC	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN
Laurentides méridionales (ECO2)																			
Ouareau	OUAR	46,29	-74,14	382	5	69	12	20	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Pied-des-Monts	PDM	47,76	-70,41	240	2	94	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	98	2	0
Plaisant	PLAISAN	46,50	-72,94	175	2	100	0	0	0	0	0	0	0	95	0	0	5	0	0
Pointu	POINTU	47,72	-70,75	755	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Rat Musqué	RAMUS	47,73	-70,40	240	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Saint-Charles (Québec, QC) (réservoir)	STCHARL_Q C	46,93	-71,39	146	4	83	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	0
Saint-Joseph	STJOS	46,91	-71,64	156	5	96	4	0	0	0	0	0	0	13	0	0	87	0	0
Simon	SIMON	46,90	-72,03	171	2	84	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Tracy	TRACY	45,93	-74,07	347	1	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Trois-Petits-Lacs	TPL	47,03	-71,42	300	2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Basse-terres du Saint-Laurent (ECO3)																			
aux Canards	CANAR	46,83	-70,82	80	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100
Bleu	BLEU	45,36	-72,93	65	1	0	0	0	0	0	23	77	0	0	0	0	100	0	0
des Chicots	DCHIC	46,80	-72,52	143	3	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Saint-Augustin	STAUGUS	46,75	-71,39	40	2	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0
Saint-Charles (Bellechasse)	STCHARL_B EL	46,78	-70,96	80	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	16	0

2.6.2 Corrélation entre les variables

La matrice de corrélation de *Pearson* (Tableau 2.4) montre que la présence de roches argileuses (ARGIL) dans les BV est corrélée positivement avec les concentrations de COD, PT et les ions majeurs Ca^{2+} et K^+ dans l'épilimnion. La variable ARGIL est inversement corrélée avec les variables SECCHI et PHOTIC. La présence de roches carbonatées (CARBO) dans trois BV (Bleu, Nairne et Saint-Augustin) est corrélée positivement avec les concentrations dissoutes de SO_4^{2-} et de soufre total (S), les ions majeurs Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , la conductivité spécifique (COND) et l'alcalinité (ALC). La variable « GNEISS », associée aux BV du Bouclier canadien, est inversement corrélée aux variables Ca, COND et ALC. Les types de dépôts meubles d'origine minérale semblent peu influencer la chimie des lacs à l'étude, mais probablement à tort. À cet effet, l'étude de Bobée et al. (1981) sur la qualité de l'eau des rivières du Québec méridional a montré que le degré de minéralisation de l'eau dépendait de la géologie des bassins versants, mais également de la nature des dépôts meubles. La plupart des bassins versants de notre série de données présente des dépôts meubles constitués principalement de tills, sauf cinq lacs de l'écorégion 2. Conséquemment, notre base de données ne permet pas de vérifier l'influence des types de dépôts meubles sur les caractéristiques chimiques de l'eau de notre série de lacs.

Plusieurs éléments dissous, tels des anions, cations, COD et NTi de l'épilimnion, sont corrélés entre eux et particulièrement ceux qui sont naturellement combinés dans la nature, tels Na^+ et Cl^- , ou provenant d'un produit secondaire produit par l'homme comme Ca^{2+} et 2Cl^- . Les concentrations de Fe, COD et Mn sont inversement corrélées à certaines variables morphométriques, soit ZStation et V/S. Ainsi, les concentrations de Fe, COD et Mn sont plus importantes dans les lacs peu profonds. De plus, les concentrations de Fe sont corrélées positivement avec Qs et AIRE_BV / AIRE_LAC. La variable V/S est également corrélée avec plusieurs variables reliées à la biomasse primaire (Chla) ou influençant celle-ci, soit PT, SECCHI, PHOTIC, NTi:PT et TEMP. Les concentrations de Chla, PT et MES tendent à augmenter dans les lacs peu profonds. Les variables indicatrices d'eutrophisation de type « cause » (PT) et « effet » (Chla, Secchi, Photic, pH_PHOTIC), ainsi que MES et COD, sont fortement corrélées entre elles. Ainsi, on obtient des résultats de corrélation qui montrent le lien étroit observé normalement entre la concentration de phosphore (PT), l'abondance de la biomasse primaire (Chla) et la diminution de la transparence dans la colonne d'eau (Secchi) (Horne et Goldman 1994). Les ions majeurs sont corrélés avec les valeurs de conductivité et d'alcalinité. Ces résultats étaient attendus, puisque les concentrations des ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} et Cl^- sont les principaux éléments déterminant les valeurs de conductivité et d'alcalinité.

Tableau 2.4 : Matrice de corrélation de Pearson où le niveau de signification est basé sur la probabilité ajustée à l'aide du test de Bonferroni ($r \geq [0.43]$, $p\text{-value} \leq 0.05$; $r \geq [0.47]$, $p\text{-value} \leq 0.01$).

	Variables de cause																	Variables d'effet					Variables morphométriques et géographiques																
	CI	SO4	NO3	COD	NIT	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	S	Si	PT	NTI:PT	ALC	TEMP	COND	DO	Chla	Secchi	Photic	pH_Photic	MES	Diatom_SED	Diatom_MO	Thermo	ZStation	Volume	AIRE_LAC	V/S	AIRE_LAC/ZStation						
CI	1,00																																						
SO4	0,64	1,00																																					
NO3	0,10	0,19	1,00																																				
COD	0,18	0,08	0,31	1,00																																			
NIT	0,31	0,43	0,47	0,68	1,00																																		
Al	-0,30	-0,23	0,20	0,52	0,34	1,00																																	
Ca	0,78	0,69	0,18	0,25	0,46	-0,31	1,00																																
Fe	-0,01	-0,23	0,09	0,64	0,41	0,61	-0,03	1,00																															
K	0,73	0,67	0,28	0,35	0,63	-0,19	0,83	0,12	1,00																														
Mg	0,68	0,65	0,27	0,35	0,53	-0,26	0,84	0,13	0,79	1,00																													
Mn	0,17	0,02	0,11	0,43	0,39	0,23	0,27	0,70	0,40	0,36	1,00																												
Na	0,95	0,67	0,06	0,16	0,36	-0,23	0,79	-0,02	0,75	0,68	0,16	1,00																											
S	0,66	0,99	0,19	0,15	0,46	-0,19	0,69	-0,21	0,70	0,66	0,02	0,69	1,00																										
Si	-0,21	-0,15	0,18	-0,07	0,03	0,22	0,02	0,29	-0,07	0,13	0,30	-0,12	-0,18	1,00																									
PT	0,41	0,29	0,26	0,68	0,67	0,26	0,55	0,49	0,73	0,56	0,55	0,49	0,35	0,10	1,00																								
NTI:PT	-0,33	-0,12	-0,05	-0,42	-0,18	-0,09	-0,42	-0,40	-0,51	-0,41	-0,51	-0,40	-0,17	-0,16	-0,82	1,00																							
ALC	0,72	0,65	0,28	0,22	0,49	-0,30	0,95	-0,03	0,83	0,89	0,31	0,76	0,65	0,13	0,57	-0,43	1,00																						
TEMP	0,60	0,40	0,22	0,53	0,69	0,11	0,59	0,37	0,75	0,58	0,39	0,62	0,44	-0,06	0,76	-0,56	0,57	1,00																					
COND	0,88	0,74	0,18	0,24	0,46	-0,31	0,95	-0,01	0,85	0,89	0,26	0,91	0,75	-0,01	0,56	-0,44	0,93	0,63	1,00																				
DO	-0,03	0,28	-0,17	-0,09	0,04	0,07	0,01	-0,17	0,14	-0,11	-0,10	0,00	0,29	-0,12	0,06	-0,01	-0,05	-0,02	-0,05	1,00																			
Chla	0,43	0,34	0,09	0,47	0,46	-0,01	0,47	0,23	0,65	0,44	0,32	0,48	0,41	-0,13	0,80	-0,69	0,44	0,69	0,51	0,20	1,00																		
Secchi	-0,33	-0,20	-0,21	-0,77	-0,69	-0,37	-0,44	-0,60	-0,61	-0,46	-0,51	-0,39	-0,26	-0,11	-0,92	0,73	-0,42	-0,78	-0,44	-0,11	-0,79	1,00																	
Photic	-0,34	-0,17	-0,17	-0,77	-0,65	-0,40	-0,42	-0,63	-0,56	-0,41	-0,54	-0,39	-0,23	-0,07	-0,91	0,75	-0,38	-0,76	-0,42	-0,10	-0,76	0,97	1,00																
pH_Photic	0,54	0,44	-0,09	0,09	0,25	-0,32	0,70	-0,02	0,71	0,64	0,23	0,62	0,47	0,05	0,64	-0,64	0,70	0,57	0,72	0,23	0,72	-0,55	-0,51	1,00															
MES	0,33	0,27	0,23	0,52	0,58	0,15	0,50	0,31	0,65	0,47	0,42	0,41	0,32	0,18	0,85	-0,71	0,53	0,74	0,48	0,22	0,77	-0,85	-0,81	0,65	1,00														
Diatom_SED	-0,34	-0,24	-0,39	-0,28	-0,49	-0,08	-0,27	-0,12	-0,42	-0,35	-0,23	-0,33	-0,27	-0,04	-0,33	0,05	-0,39	-0,37	-0,33	0,13	-0,20	0,26	0,21	-0,09	-0,27	1,00													
Diatom_MO	-0,18	-0,07	-0,28	-0,11	-0,28	-0,20	-0,02	-0,08	-0,09	0,04	-0,05	-0,17	-0,08	0,01	-0,07	-0,14	-0,06	-0,09	-0,06	0,12	0,03	0,06	0,03	0,21	0,00	0,79	1,00												
Thermo	-0,05	-0,03	0,11	-0,55	-0,39	-0,43	-0,14	-0,45	-0,17	-0,07	-0,28	-0,13	-0,08	-0,11	-0,56	0,43	-0,08	-0,31	-0,12	-0,16	-0,44	0,66	0,68	-0,31	-0,45	0,03	0,06	1,00											
ZStation	-0,26	-0,10	0,22	-0,50	-0,40	-0,28	-0,27	-0,50	-0,35	-0,20	-0,45	-0,34	-0,15	-0,10	-0,70	0,62	-0,22	-0,53	-0,30	-0,10	-0,61	0,74	0,79	-0,47	-0,61	0,13	0,04	0,77	1,00										
Volume	-0,06	-0,02	0,44	-0,20	0,06	-0,21	0,05	-0,34	0,02	0,05	-0,25	-0,14	-0,05	-0,03	-0,28	0,40	0,13	-0,03	-0,04	-0,07	-0,34	0,33	0,39	-0,25	-0,15	-0,27	-0,17	0,65	0,63	0,91	1,00								
AIRE_LAC	0,01	-0,01	0,50	0,07	0,28	-0,06	0,16	-0,11	0,18	0,15	-0,07	-0,07	-0,02	0,00	0,03	0,16	0,21	0,24	0,05	-0,01	-0,07	0,00	0,05	-0,07	0,12	-0,37	-0,19	0,42	0,33	0,91	1,00								
V/S	-0,15	-0,01	0,25	-0,53	-0,29	-0,35	-0,12	-0,61	-0,22	-0,15	-0,46	-0,23	-0,05	-0,11	-0,63	0,62	-0,05	-0,46	-0,18	-0,01	-0,57	0,70	0,74	-0,36	-0,48	-0,02	-0,03	0,65	0,81	0,76	0,46	1,00							
AIRE_LAC/ZStation	-0,09	-0,05	0,46	-0,16	0,07	-0,17	0,03	-0,27	0,02	0,05	-0,21	-0,18	-0,08	-0,01	-0,24	0,36	0,10	0,00	-0,07	-0,07	-0,29	0,29	0,35	-0,22	-0,13	-0,25	-0,14	0,65	0,64	0,98	0,93	0,68	1,00						
Volume/ZStation	0,04	0,02	0,46	-0,01	0,24	-0,12	0,17	-0,21	0,17	0,13	-0,13	-0,03	0,01	-0,02	-0,04	0,23	0,23	0,17	0,06	-0,01	-0,15	0,09	0,13	-0,11	0,07	-0,37	-0,22	0,44	0,35	0,94	0,96	0,59	0,91	1,00					
AIRE_BV	0,10	0,09	0,49	0,10	0,38	0,02	0,26	0,11	0,29	0,29	0,12	0,04	0,07	0,10	0,15	0,04	0,31	0,37	0,17	0,01	0,00	-0,12	-0,09	0,04	0,17	-0,32	-0,09	0,35	0,23	0,77	0,89	0,31	0,81	1,00					
AIRE_BV/AIRE_LAC	0,20	0,22	0,13	0,10	0,28	0,16	0,27	0,47	0,30	0,36	0,39	0,20	0,19	0,22	0,26	-0,22	0,27	0,35	0,27	0,06	0,12	-0,26	-0,30	0,22	0,14	0,01	0,18	-0,03	-0,14	-0,03	0,05	-0,19	0,00						
Qs	0,13	0,15	0,15	0,18	0,32	0,30	0,23	0,57	0,25	0,31	0,42	0,15	0,11	0,36	0,26	-0,22	0,24	0,34	0,21	-0,07	-0,01	-0,29	-0,29	0,11	0,16	0,00	0,11	-0,12	-0,13	-0,05	0,01	-0,20	-0,02						
Type	-0,27	-0,20	0,11	-0,44	-0,45	-0,27	-0,30	-0,41	-0,39	-0,22	-0,37	-0,34	-0,24	0,04	-0,65	0,49	-0,25	-0,49	-0,31	-0,18	-0,53	0,67	0,71	-0,41	-0,53	0,09	-0,01	0,65	0,80	0,52	0,25	0,67	0,52						
ALT	-0,51	-0,45	-0,25	-0,28	-0,48	0,12	-0,51	-0,04	-0,64	-0,38	-0,09	-0,50	-0,46	0,24	-0,40	0,19	-0,46	-0,67	-0,51	-0,04	-0,37	0,42	0,34	-0,38	-0,43	0,46	0,32	0,11	0,13	-0,17	-0,30	0,09	-0,20						
LAT	-0,48	-0,40	-0,13	-0,21	-0,40	0,36	-0,58	0,11	-0,52	-0,59	-0,14	-0,38	-0,41	0,23	-0,27	0,07	-0,54	-0,47	-0,54	0,16	-0,31	0,25	0,20	-0,34	-0,29	0,32	0,06	-0,12	0,05	-0,32	-0,39	-0,08	-0,30						
LONG	-0,32	-0,30	0,26	0,31	0,20	0,45	-0,14	0,37	-0,08	-0,08	0,26	-0,25	-0,27	0,38	0,28	-0,25	-0,02	-0,01	-0,19	0,02	-0,07	-0,24	-0,28	-0,16	0,20	-0,13	-0,10	-0,24	-0,24	0,02	0,14	-0,17	0,02						
STRAHLER	0,13	0,08	0,40	-0,01	-0,28	-0,11	0,31	0,13	0,32	0,35	0,23	0,08	0,04	0,17	0,15	-0,06	0,37	0,36	0,22	-0,14	-0,03	-0,08	-0,04	0,10	0,15	-0,31	-0,08	0,42	0,23	0,72	0,78	0,31	0,74						
GNEISS	-0,34	-0,29	-0,12	-0,27	-0,25	0,28	-0,45	0,16	-0,34	-0,51	-0,02	-0,33	-0,35	0,24	-0,33	0,21	-0,44	-0,22	-0,47	0,15	-0,36	0,22	0,24	-0,32	-0,20	0,13	-0,13	0,01	0,13	-0,06	-0,14	0,05	-0,04						
FELSIQ	0,23	0,15	-0,26	-0,16	0,06	0,00	0,09	-0,06	0,04	0,05	-0,27	0,30	0,14	-0,17	-0,19	0,36	0,03	0,07	0,19	-0,03	-0,09	0,16	0,14	0,00	-0,25	0,04	0,05	0,05	0,00	-0,06	-0,11	0,01	-0,09						
MAFIQ	-0,13	-0,05	-0,14	-0,17	-0,29	-0,22	-0,17	-0,22	-0,30	-0,16	-0,23	-0,19	-0,06	-0,15																									

Tableau 2.4 (suite)

	Variables morphométriques et géographiques										Variables géologiques														
	Volume/ZStation	AIRE_BV	AIRE_BV/AIRE_LAC	Qs	Type	ALT	LAT	LONG	STRAHLER	GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ARGIL	CARBO	SILIC	INTERM	ULTR_MAFIQ	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN	Ecoregion	
Volume/ZStation	1,00																								
AIRE_BV	0,84	1,00																							
AIRE_BV/AIRE_LAC	0,01	0,50	1,00																						
Qs	-0,03	0,41	0,88	1,00																					
Type	0,28	0,12	-0,21	-0,22	1,00																				
ALT	-0,26	-0,31	-0,11	-0,19	0,19	1,00																			
LAT	-0,40	-0,41	-0,15	-0,05	0,10	0,42	1,00																		
LONG	0,13	0,14	0,03	0,15	-0,19	0,17	0,47	1,00																	
STRAHLER	0,75	0,90	0,49	0,42	0,19	-0,29	-0,47	0,03	1,00																
GNEISS	-0,15	-0,16	-0,08	0,10	0,25	0,04	0,60	0,13	-0,12	1,00															
FELSIQ	-0,07	-0,01	0,18	0,11	-0,14	-0,05	-0,07	-0,29	-0,10	-0,16	1,00														
MAFIQ	-0,22	-0,25	-0,09	-0,09	0,21	0,13	-0,12	-0,50	-0,14	-0,23	-0,08	1,00													
ARGIL	0,32	0,37	0,13	0,10	-0,27	-0,22	-0,50	0,17	0,31	-0,46	-0,21	-0,28	1,00												
CARBO	-0,10	-0,10	0,01	-0,01	-0,22	-0,25	0,03	0,06	-0,11	-0,09	-0,08	-0,10	-0,10	1,00											
SILIC	0,11	0,09	-0,05	-0,10	-0,16	-0,08	0,03	0,22	-0,05	-0,17	-0,02	-0,11	-0,07	-0,06	1,00										
INTERM	-0,23	-0,25	-0,13	-0,24	0,05	0,59	0,43	0,24	-0,25	-0,06	-0,10	-0,12	-0,19	-0,06	-0,01	1,00									
ULTR_MAFIQ	0,06	0,05	-0,04	-0,07	0,02	-0,05	-0,28	0,06	0,10	-0,21	-0,10	-0,12	-0,06	-0,07	0,06	-0,09	1,00								
ALLUV	-0,04	-0,08	-0,07	-0,08	0,12	-0,09	0,05	-0,08	-0,01	0,27	-0,05	-0,07	-0,10	-0,03	-0,04	-0,04	-0,05	1,00							
FLUVIO	-0,16	-0,23	-0,14	-0,23	0,16	0,73	0,55	0,37	-0,21	0,03	-0,11	-0,04	-0,21	0,02	-0,03	0,71	-0,10	-0,05	1,00						
LACU	-0,07	0,00	0,04	0,01	0,08	-0,11	0,10	-0,06	0,03	0,26	-0,06	-0,07	-0,11	-0,03	-0,04	0,00	-0,05	-0,02	-0,05	1,00					
TILL	0,01	0,07	0,08	0,19	-0,11	-0,36	-0,36	-0,27	0,02	-0,10	0,18	0,02	0,30	0,05	-0,25	-0,47	0,15	-0,27	-0,64	-0,30	1,00				
ROCK	-0,01	0,06	0,22	0,13	-0,22	-0,01	-0,09	0,02	0,13	-0,12	-0,08	0,28	-0,04	-0,05	0,00	0,06	-0,07	-0,04	0,03	-0,04	-0,35	1,00			
MARIN	0,01	-0,08	-0,21	-0,21	-0,17	-0,15	0,10	0,16	-0,20	-0,09	-0,05	-0,06	-0,09	-0,03	0,89	-0,04	-0,04	-0,02	-0,04	-0,02	-0,30	-0,03	1,00		
Ecoregion	-0,45	-0,52	-0,25	-0,23	0,01	-0,01	0,61	-0,08	-0,55	0,41	0,06	0,11	-0,58	0,41	0,13	0,14	-0,35	0,07	0,16	0,29	-0,22	-0,11	0,28	1,00	

2.6.3 Analyse de covariance (ANCOVA)

Les résultats de l'analyse ANCOVA ont permis de documenter lesquelles des variables changeaient significativement entre elles. Toutefois, seules les variables en lien avec l'évaluation de l'état trophique des lacs (PT, Chla, NTi et COD) et celles reliées aux variations de la production primaire (Al, Fe et pH_PHOTIC) ont retenu notre attention. Comme la qualité des apports externes n'a pas été quantifiée (type d'occupation des sols), l'interprétation des résultats relatifs aux variables *in situ* se limite aux processus autochtones pouvant survenir au sein des lacs.

Le Tableau 2.5 présente les résultats des tests d'ANCOVA. La colonne « résultats » énumère les variables qui expliquent une portion significative ($p\text{-value} \leq 0.1$) de la variabilité. La distance de Cook est une méthode permettant de déterminer les lacs dont les valeurs observées auraient pu avoir comme effet de biaiser le coefficient de régression du modèle.

Phosphore total (PT)

La Figure 2.2 illustre les liens (flèche bleue) et l'influence mutuelle (flèche rouge), mis en évidence par les tests ANCOVA, entre les variables d'intérêt (encadrées). Les cercles verts sont attribués aux variables constituées totalement ou en partie de matière organique (MO). Noter que la longueur des flèches est sans importance. Ainsi, le PT variait significativement en fonction des variations de COD, MES et Na ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,88$). Le lien entre la variation de PT et MES s'explique aisément. La quantité de MES mesurée dans l'épilimnion est en grande partie attribuable à la biomasse de phytoplancton qui assimile le phosphore, l'azote et le carbone. Conséquemment, il est logique que le test montre une corrélation positive entre la variation des MES et celles du PT, COD et NTi ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,85$). Des travaux limnologiques effectués sur des lacs du Québec méridional ont révélé la même relation linéaire entre les variables PT et COD (Carignan et al. 2003; Simoneau et al. 2004).

Par ailleurs, la concentration de PT augmentait aussi avec l'accroissement de la concentration de Na. Il est difficile d'expliquer la corrélation obtenue entre Na et P sans envisager l'influence de sources anthropiques. La variation significative entre Na et Cl suggère que les sels de déglacage seraient également une source importante de Na dans les lacs à l'étude (Pienitz et al. 2006). Le Na est un élément très abondant dans la croûte terrestre (2%) comparativement au phosphore (0,001%). De plus, leurs mécanismes de transport fluvial sont très distincts : le Na est très soluble dans l'eau, donc normalement les apports dissous devraient dominer, alors que les phosphates ont plutôt tendance à s'associer aux particules en suspension.

Tableau 2.5 : Résultats des tests ANCOVA effectués sur les variables d'intérêt.

Variable		Résultats			
Variable "y"	Matrice des variables "x" (VIF < 10)	Modèle R ² ajusté p < 0.000	Variable Significative	p-value	Lac pouvant biaiser R ²
PT	COD, NTi, Fe, K, Mg, Mn, Na, Chla, Secchi, NTi:PT, MES, Temp, pH_PHOTIC, Photic, THERMO, Zstation, v/s, ARGIL, type (19)	0,88	COD	0,000	St-Charles (Bell.)
			MES	0,001	Tomcod
			Na	0,100	Bleu
Chla	COD, NTi, K, Mg, Na, PT, Secchi, NTi:PT, Temp, pH_PHOTIC, THERMO, ZStation, v/s, type (14)	0,76	PT	0,000	St-Augustin
			pH	0,010	Tomcod
			Mg	0,100	Mandeville
MES	COD, NTi, Ca, K, Chla, PT, Secchi, NTi:PT, Temp, pH_PHOTIC, THERMO, ZStation, v/s, type (14)	0,85	PT	0,000	Bleu
			COD	0,001	Tomcod
			NTi	0,001	St-Charles (Bell.)
COD	NTi, Al, Fe, Mn, Chla, PT, Secchi, MES, Temp, Thermo, ZStation, v/s, ARGIL, type (14)	0,71	ARGIL	0,000	Saint-Charles (Bellechasse) Pointu
			PT	0,001	
			Fe	0,001	
			NTi, Al, MES	0,100	
			Thermo	0,100	
			Zstation	0,100	
Al	COD, Fe, THERMO, LONG	0,30	COD	0,050	
			LONG	0,050	
Na	Cl, Ca, Mg, S, Chla, PT, Alc, Temp, pH_PHOTIC, CARBO, Alt (11)	0,99	Cl	0,000	St-Augustin
			CARBO	0,000	Bleu
			S	0,050	Duhamel
			Mg	0,100	
NTi	NO3, COD, Ni, Ca, Mg, S, Chla, PT, Secchi, Temp, Diatom_SED, FLUVIO, type, ALT (13)	0,56	S	0,000	aux Araignées Bleu
			NO3	0,010	
			Type	0,100	
			Ca	0,100	
Fe	COD, Al, PT, Secchi, THERMO, ZStation, v/s, Surface BV/surface lac, Qs (10)	0,59	Qs	0,000	Étang Malbaie Rat-Musqué
			COD	0,001	
			PT	0,010	
			Mn	0,010	
			Al	0,010	
pH_PHOTIC	Ca, K, Na, S, Chla, PT, Secchi, NTi:PT, Temp, ZStation (10)	0,63	Ca	0,000	St-Augustin
			S	0,001	Bleu
			Chla	0,001	Pointu
			PT, K, Na	0,010	
			ZStation	0,100	

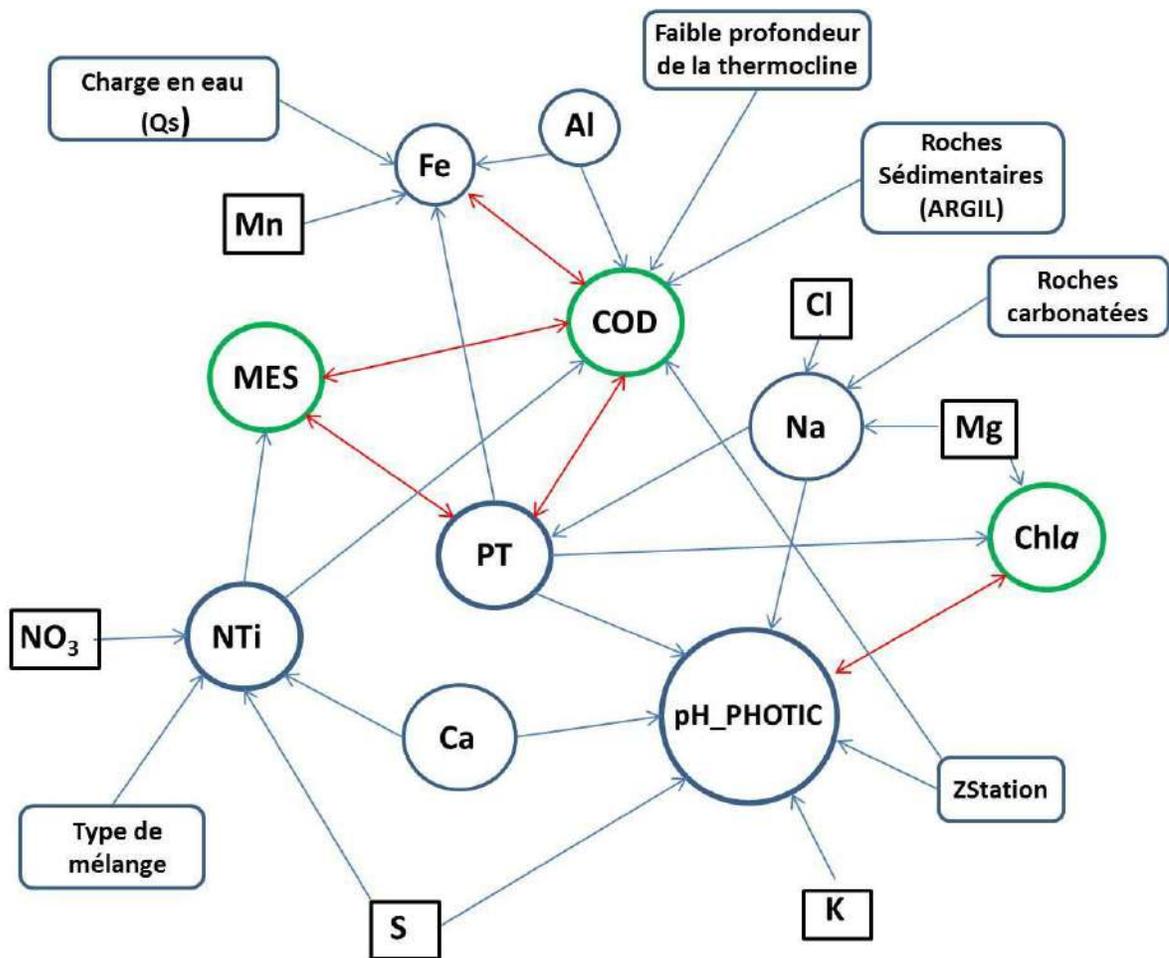


Figure 2.2 : Schéma représentant les liens entre les différentes variables, résultants des tests ANCOVA. Le sens de l'influence est présenté par une flèche (bleu = sens unique; rouge = réciproque). Les variables d'intérêt pour cette étude sont encadrées et le cercle vert est attribué aux variables constituées totalement ou en partie de matière organique (MO). Noter que la longueur des flèches est sans importance.

Chlorophylle a (Chla)

Les concentrations de Chla variaient significativement en fonction de celles de PT, Mg et pH_PHOTIC ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,76$). À ce propos, la Figure 2.3 illustre la variation de la Chla en fonction du pH_PHOTIC. Un lac s'éloigne davantage du nuage de points, soit le lac Saint-Charles (Bellechasse). Les processus qui expliquent le lien entre Chla et pH_PHOTIC sont bien connus et documentés dans la littérature (Pourriot et Meybeck 1995). Lorsqu'il y a abondance d'organismes photosynthétiques dans la zone photique, le CO_2 est consommé et le pH tend à s'élever. À l'inverse, la respiration des microorganismes hétérotrophes dans l'hypolimnion produit du CO_2 et abaisse le pH. Enfin, les concentrations de Chla variaient avec celles du Mg. Ce dernier est un élément important constituant de la Chla ($\text{C}_{55}\text{H}_{72}\text{O}_5\text{N}_4\text{Mg}$). L'analyse du Mg s'est effectuée sur un échantillon filtré, donc exclu la présence de phytoplancton dans l'échantillon, bien que la lyse des cellules dans l'eau pourrait engendrer une source concomitante de Mg et de Chla. Par contre, la concentration de Mg dans un lac est 1000 fois plus importante que la concentration mesurée de Chla. Ainsi, le Mg n'est certainement pas limitant pour la synthèse de la Chla. Le Mg est peut-être le reflet d'autres éléments chimiques corrélés avec celui-ci et influençant l'alcalinité de l'eau. Par exemple, la dolomite est constituée principalement de carbonate de calcium et de magnésium ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) avec des traces de Fe, Mn, Co, Pb et Zn. En somme, la corrélation entre Mg et Chla pourrait être le reflet de l'influence de l'alcalinité sur la biomasse de phytoplancton, incluant les cyanobactéries.

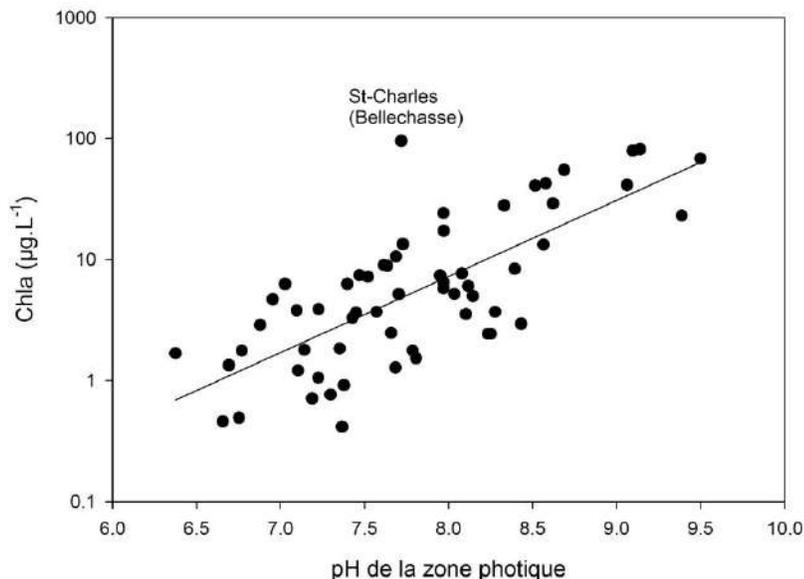


Figure 2.3 : Relation linéaire entre les concentrations moyennes de Chla des 56 lacs dans l'épilimnion et le pH_PHOTIC.

Carbone organique dissous (COD)

Les concentrations de COD augmentaient significativement avec un accroissement de la présence de roches argileuses dans le bassin versant (ARGIL), de la faible profondeur des plans d'eau (ZStation) et de l'accroissement des concentrations de PT, Fe, NTi, Al et MES ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,71$). Les bassins versants, composés en majorité ou en partie de roches sédimentaires argileuses, sont situés dans les régions naturelles des Appalaches et des Basses-terres du Saint-Laurent, des endroits où les terres sont plus fertilisées et la température est plus clémente. Incidemment, c'est la région où l'agriculture est la plus intensive. Une étude portant sur dix bassins versants jugés fortement agricoles du Québec méridional a révélé que l'agriculture a contribué dans une proportion de 70 % à 90 % aux flux d'azote total et de 60 % à 85 % aux flux de phosphore total dans les eaux de surface en 1995 (MENV 2003). Ce contexte agricole pourrait bien expliquer les fortes corrélations obtenues entre l'ensemble de ces variables.

Azote total inorganique (NTi)

Les teneurs de NTi augmentaient en fonction de l'accroissement des concentrations en S, NO_3 , Ca et selon le type de brassage auquel les plans d'eau étaient soumis ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,56$). Les concentrations de NTi dans la zone épilimnique étaient plus élevées dans les lacs polymictiques. Le fait que les sédiments soient à proximité de la zone photique peut favoriser la disponibilité des nutriments, surtout si les sédiments sont soumis journallement au brassage. En ce sens, les caractéristiques morphométriques et les variables climatiques, comme la température, la durée et la force des vents, influencent inévitablement la disponibilité des nutriments (P et N) et leur cycle biogéochimique. D'ailleurs, la matrice de corrélation montre la relation inverse entre NTi et ZStation, ainsi que TEMP. Sachant que la source ultime des nutriments régénérés dans les lacs provient des sédiments (Ricklefs et Miller 2005), tous les processus physiques et biochimiques qui interviennent sur le cycle de l'azote, entre les sédiments et la colonne d'eau, peuvent contribuer à expliquer les variations de NTi dans l'épilimnion. À ces processus il faut aussi ajouter l'influence des réseaux trophiques. Essentiellement, les processus de régénération de l'azote en milieu aquatique sont gouvernés par les processus de dénitrification et nitrification. La dénitrification est un processus biologique effectué en conditions anaérobies et la nitrification est un processus biologique effectué en conditions aérobies. Comme la dénitrification transforme l'azote sous sa forme gazeuse (N_2), ce processus engendre une perte pour la biomasse primaire, sauf pour certaines cyanobactéries capables de fixer l'azote atmosphérique (Vincent 2009). Ainsi, un écosystème montrant un déficit en oxygène engendré par l'activité microbienne favorisera la production de N_2 . Conséquemment, les cyanobactéries pourraient être favorisées dans un tel environnement, au détriment des algues eucaryotes.

Un lien est aussi observé entre le NTi et le S. Ce résultat n'est pas surprenant, puisque les cycles de l'azote et du soufre dans le milieu aquatique sont liés. Premièrement, ces deux éléments sont des constituantes de la MO et deuxièmement, le soufre participe à de nombreuses réactions redox qui permettent le recyclage de N (Ricklefs et Miller 2005). En ce sens, les teneurs en NO_3 dépendent des concentrations en soufre dans le milieu aquatique et ce lien peut être encore plus important dans des conditions anoxiques. Enfin, les concentrations de NTi variaient également avec les concentrations de Ca. Effectivement, les lacs alcalins du jeu de données montrent des teneurs plus importantes en NTi et S. Une source importante du soufre peut provenir de l'érosion du socle rocheux des bassins versants. Les roches de type sédimentaire détritique et carbonatée favorisent les apports concomitants de Ca et de S.

Le fer dissous (Fe)

Les concentrations de Fe dissous augmentaient en fonction de la charge en eau apportée au lac (Q_s) et de l'augmentation de COD, PT, Mn et Al ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,59$). Ces résultats pourraient refléter le fait que les apports de Fe peuvent provenir de l'érosion des sols, des sédiments et de la matière organique (MO). Toutefois, il est à noter que le fer arrive normalement au lac sous forme particulaire. En condition aérobie, le Fe a une très grande affinité pour les phosphates et ces particules, contenant le Fe et le P, sédimentent vers le fond du lac. Par contre, en conditions anoxiques le fer est réduit, $\text{Fe(III)} \rightarrow \text{Fe(II)}$, et les phosphates se dissocient et deviennent solubles dans la colonne d'eau (Amirbahman et al. 2003). Ainsi, la variation concomitante des concentrations en Fe et P dissous peut être un indice de l'existence de conditions anoxiques dans la zone profonde de plusieurs des lacs à l'étude. Certains lacs ayant un taux de renouvellement important (Q_s), un grand ratio AIRE_BV/AIRE_LAC et de surcroît, des conditions anoxiques en profondeur, présentaient généralement des concentrations de Fe dissous élevées. C'est le cas, notamment, des lacs Boissonneault, Rat-Musqué et Saint-Charles de Québec. Bien qu'un Q_s important puisse favoriser le maintien de bon état de santé d'un lac, il pourrait également avoir comme effet de diminuer le taux de sédimentation du fer. Enfin, certaines études tendent à montrer qu'un enrichissement en fer (Fe) favorise la croissance des cyanobactéries comparativement aux algues (ex. Wurtsbaugh et al. 1985; Hyenstrand et al. 1998, citées dans Lavoie et al. 2007).

Le pH de la zone photique (pH_PHOTIC)

Le pH_PHOTIC était corrélé à des variables abiotiques, dont des ions majeurs (Ca, SO_4 , K, Na et Mg), le PT et la profondeur des plans d'eau (ZSTATION), mais également à la variable biotique Chla ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,63$). Le pH_PHOTIC tendait à être plus élevé dans les lacs peu profonds. Évidemment, les lacs acides et moins productifs étaient généralement plus profonds et de plus grand volume, bien que le jeu de données contenait

des lacs profonds, alcalins et mésotrophes (ex. baie Fitch, lac Massawippi, lac Magog, lac Memphrémagog). Ainsi, les pH les plus élevés ont été généralement mesurés dans l'épilimnion des lacs les plus productifs.

L'aluminium dissous (Al)

Une série de 12 lacs parmi les 56 étudiés montraient une relation positive entre les concentrations de Chla et d'Al dans l'épilimnion. Ces lacs correspondent à l'ensemble des lac eutrophes et hypereutrophes, selon leur teneur en Chla, de la série de données. Ainsi, ces lacs avaient des concentrations de Chla $> 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Cette relation est contre-intuitive puisqu'en présence d'aluminium le phosphore devrait être moins biodisponible. Conséquemment, une relation négative entre l'Al dissous et la production primaire aurait plutôt dû être observée (Nalewajko et Paul 1985; Hornstrom et al. 1984). Ainsi, nous supposons que ce n'est pas la concentration de l'Al dissous en elle-même qui accroît la biomasse primaire, mais une combinaison de facteurs. Par contre, nous devons admettre que l'accroissement d'Al dissous dans la colonne d'eau n'a pas nuit à la croissance de la biomasse primaire. À titre indicatif, la valeur maximale d'Al mesurée dans ces lacs atteignait plus de $80 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le lac Saint-Charles (Bellechasse).

Il est légitime de se demander si la concentration d'Al est plutôt un facteur colinéaire avec un ensemble de variables favorisant la production primaire. Afin de mieux comprendre, nous avons poussé plus loin l'analyse des variables. Bien que les concentrations de Chla et PT étaient très élevées dans ces lacs, parfois le Na aussi, il n'y avait pas de relation aussi significative entre la Chla et ces dernières variables qu'entre la Chla et l'Al.

Un test de sélection pas-à-pas (angl. « forward selection »), qui visait à vérifier quelles étaient les variables qui expliquaient de manière additive et indépendante la variation des concentrations de Chla ([Chla]), a été effectué avec ces 12 lacs. Les résultats de cette analyse montrent que les concentrations de Chla augmentaient significativement en fonction de l'accroissement de l'Al dissous dans l'épilimnion ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,72$, $p\text{-value} < 0,005$). Une sélection pas-à-pas sur l'ensemble des lacs n'avait pas permis d'isoler cette relation.

La valeur moyenne de Na pour les lacs présentant des $[\text{Chla}] \leq 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ est de $4,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, comparativement aux lacs eutrophes et hypereutrophes ($[\text{Chla}] > 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dont la moyenne est de $13,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tableau 2.6). Le gradient des concentrations de PT est évidemment plus grand pour ces lacs eutrophes et hypereutrophes, dont la valeur médiane est de $37,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En contrepartie, la valeur médiane de PT pour les autres lacs est de $7,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ainsi, les 12 lacs montrant des $[\text{Chla}] > 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ présentent des conditions en PT qui n'étaient probablement pas limitatives pour la croissance de la biomasse primaire. Ces lacs sont: aux Canards, Bill, Bleu, Brome, des Chicots, Mandeville, Roxton 2009, Roxton 2010, Saint-Augustin, Saint-Charles (Bellechasse), Saint-Georges, Tomcod et Waterloo.

Tableau 2.6 : Valeurs moyennes, minimales et maximales, de Al, Na, Ca, PT, NTi et COD en fonction du seuil de 15 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Chla.

Variable		Chla $\leq 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Chla $> 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Al ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	22	20
	Min.	0	0
	Max.	98	80
Na ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	4,4	13,3
	Min.	0,5	1,4
	Max.	33,4	78,8
Al / (Na $\cdot 10^2$)	Moy.	1,50	0,46
	Min.	0,00	0,01
	Max.	14,89	2,61
Ca ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	7,89	15,57
	Min.	1,01	3,01
	Max.	31,75	45,87
Al / (Ca $\cdot 10^3$)	Moy.	7,59	3,90
	Min.	0,00	0,25
	Max.	84,77	27,61
PT ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Med.	7,9	37,2
	Min.	0,9	15,3
	Max.	41,4	173,3
NTi ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	0,29	0,44
	Min.	0,07	0,18
	Max.	1,49	1,73
COD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	5,0	6,6
	Min.	0,8	3,2
	Max.	11,4	17,5

En se basant sur l'intervalle des valeurs de PT et Chla attendues en fonction des classes trophiques (OCDE 1982), cinq de ces 12 lacs présentaient des [Chla] beaucoup plus élevées qu'attendues, selon les [PT] observées (Tableau 2.7). Sur un total de 12 lacs, neuf étaient alcalins ($\text{CaCO}_3 > 30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Une biomasse primaire plus importante dans les lacs alcalins, riches en P, pourrait être en partie attribuable à la présence d'efflorescences de cyanobactéries. Nous savons que 11 des 12 lacs ont assurément subi des épisodes d'efflorescences de cyanobactéries importantes (MDDEFP 2013). Les lacs alcalins contiennent davantage de carbone inorganique sous la forme de carbonates (CO_3), plutôt que sous la forme de dioxyde de carbone (CO_2). Les carbonates ne sont pas toujours une forme de carbone assimilable pour les algues eucaryotes. Par contre, les cyanobactéries qui sont des procaryotes sont capables d'utiliser efficacement les carbonates

(Vincent 2009). Ainsi, les cyanobactéries peuvent être avantagées dans des milieux alcalins, au détriment des algues.

Tableau 2.7 : Comparaison des valeurs de PT et Chla observées et valeurs attendues de Chla selon les classes de valeur trophique de l'OCDE.

Lac	Valeur moyenne mesurée		Valeur attendue [Chla] ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
	[PT] ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	[Chla] ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
aux Canards	28,6	24,3	6,5 - 10
Bill	15,8	41,0	3 - 8
Brome	16,2	17,3	3 - 8
des Chicots	15,3	23,1	3 - 8
Mandeville	27,7	79,4	6,5 - 10

Parmi les 12 lacs soumis à l'influence de l'Al (Figure 2.4), quatre ne présentaient pas nécessairement des concentrations élevées en carbonates, soit les lacs aux Canards, Bill, Mandeville et Saint Charles (Bellechasse). Leur alcalinité était plus faible que $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CaCO}_3$. Ainsi, les lacs dont les [Chla] croissaient significativement avec l'augmentation des [Al] montraient soit des eaux alcalines et riches en P ou soit seulement des teneurs élevées en P, mais accompagnées de concentrations élevées en COD, MES ou Na, comparativement aux autres lacs de notre série de données.

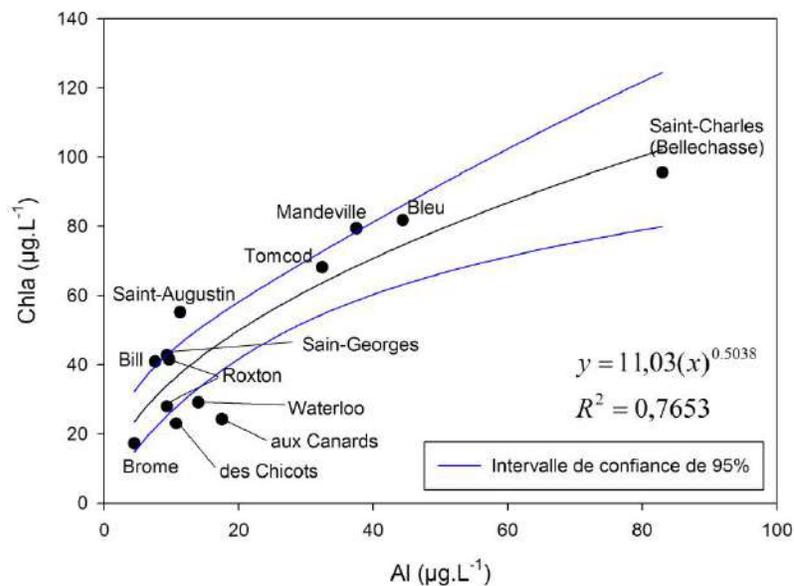


Figure 2.4 : Relation entre les concentrations de Chla et Al dissous dans l'épilimnion des 12 lacs montrant des concentrations en Chla $> 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

En résumé, ces 12 lacs sont les seuls lacs dont la concentration en Chla augmentait en fonction d'Al. Il est possible de départager ces 12 lacs des autres lacs sur un graphique, en projetant leur teneur en Chla en fonction du ratio COD/Na, Al/Ca et Al/Na. Il est à noter que les concentrations en COD et NTi ne varient pas beaucoup dans ces 12 lacs (Tableau 2.6). Conséquemment, en présence de concentration en PT non limitante, des concentrations plus importantes en Ca et Na semblent favoriser les cyanobactéries plutôt que les algues, ce qui pourrait expliquer de plus grandes concentrations de Chla dans ces lacs.

Plusieurs études traitant de la toxicité de l'aluminium sur les poissons ont montré que la concentration d'aluminium monomère inorganique dissous (Al^{3+}) est un bon prédicteur de la toxicité de ce métal (Gensemer et Playle 1999). L'Al a un fort pouvoir hydrolysant et est relativement insoluble dans la fourchette des pH neutres (6,0 - 8,0). Par contre, en présence de ligands complexants (ex. substances humiques) et en milieu acides (pH < 6) ou alcalins (pH > 8), sa solubilité serait accrue (Driscoll et Schecher 1990). Donc, les lacs qui reçoivent leurs eaux de bassins versants acidifiés peuvent devenir des puits d'aluminium (Dave 1992; Dillon et al. 1988; Troutman et Peters 1982). Le lac Saint-Charles (Bellechasse) en est probablement un bon exemple (pH_{photic} = 7,7; Al = 83 $\mu g \cdot L^{-1}$). L'étude de Germain et al. (2000) a compilé les concentrations de l'Al dissous dans plusieurs rivières et lacs du Canada. Cette étude a révélé que ces concentrations variaient de 0,01 à 0,08 $mg \cdot L^{-1}$, excluant la Colombie-Britannique où une valeur maximale de 0,9 $mg \cdot L^{-1}$ avait été observée. Les concentrations mesurées dans les lacs de notre base de données variaient entre <0,001 et 0,098 $mg \cdot L^{-1}$. Nos résultats sont comparables à ceux répertoriés par Germain et al. (2000) sur l'ensemble du Canada.

2.6.4 L'analyse en composantes principales (ACP)

La Figure 2.5a illustre la corrélation des variables environnementales entre elles. Les deux premiers axes de l'ordination expliquent 42 % de la variabilité du modèle (axe 1 = 0,27; axe 2 = 0,15). La Figure 2.5b projette la position des lacs en fonction de l'ensemble de leurs caractéristiques. Les pictogrammes de différentes couleurs représentent les classes trophiques obtenues à l'aide de la méthode de groupement de Ward. Les vecteurs qui s'opposent sont en fait des variables inversement corrélées et ceux qui partagent un angle de 90° sont des variables indépendantes. Par exemple, l'accroissement des valves de diatomées accumulées dans les sédiments (Diatom_MO et Diatom_SED; Tableau 2.1) est inversement et faiblement corrélé (angle > 90° et < 100°) avec l'accroissement du PT. Autre exemple, les lacs acides ou circumneutres, plus froids et situés à des plus hautes altitudes sur le Bouclier canadien, offrent des conditions qui semblent favoriser la croissance des diatomées. Les vecteurs en question (ECO2, ALT, GNEISS, FLUVIO, INTERM, Diatom_MO et Diatom_SED) partagent des angles très rapprochés et vont tous dans la même direction.

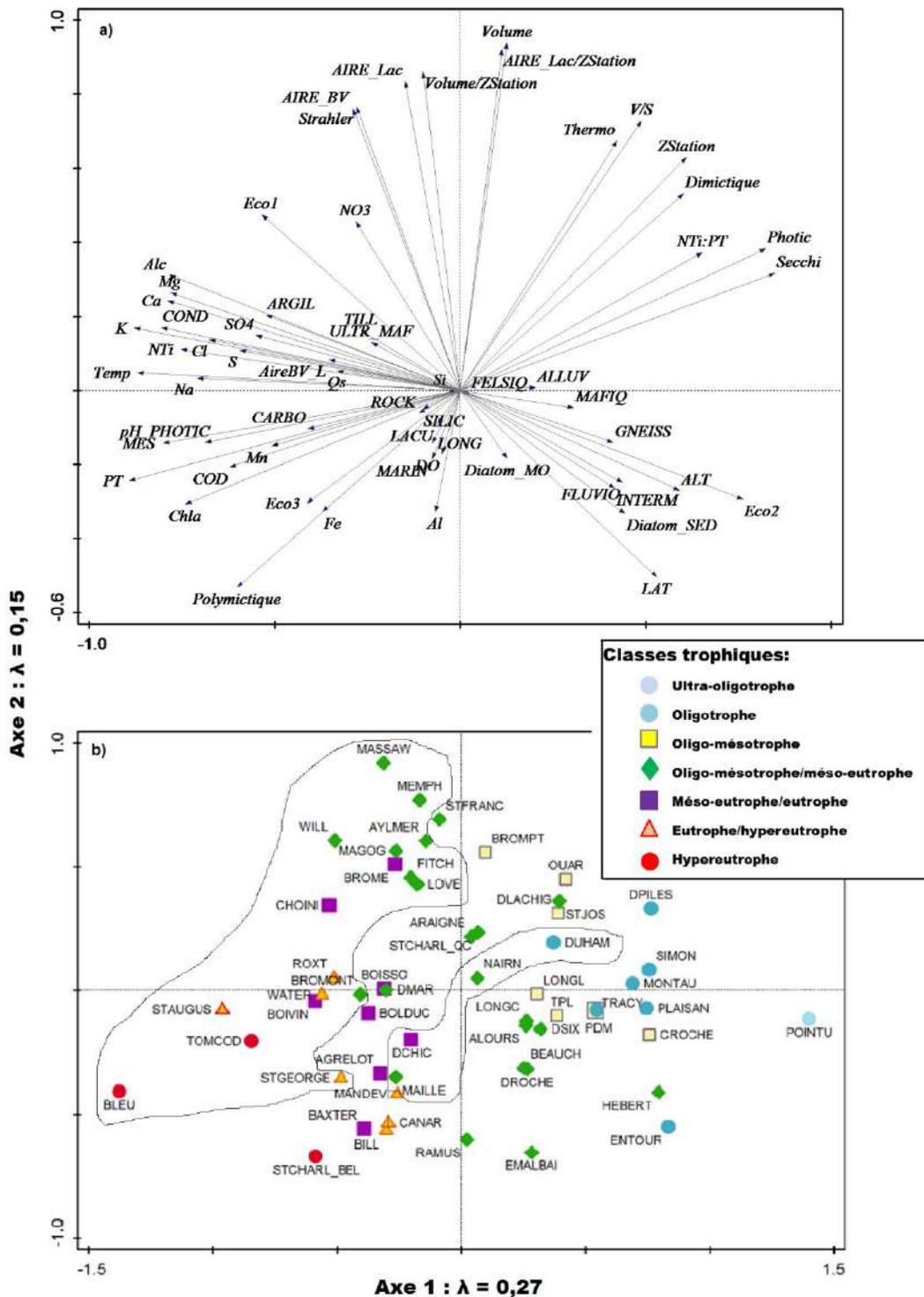


Figure 2.5 : Ordination présentant les résultats de l'ACP effectuée avec 57 variables de 56 lacs : a) illustre les corrélations entre les variables environnementales et b) représente la distribution des lacs en fonction des variables environnementales. Un pictogramme identifie la classe trophique à laquelle chacun des lacs appartient.

Une progression de l'eutrophisation s'opère de droite à gauche; les lacs situés complètement à droite de la Figure 2.5b sont oligotrophes, alors que les lacs situés complètement à gauche sont eutrophes. L'accroissement de la profondeur maximale (ZStation) progresse à l'inverse du vecteur PT. Les lacs de grand volume sont situés tout en haut de l'ordination. Ainsi, on peut désigner l'axe 1 celui du gradient d'eutrophisation et l'axe 2 celui du gradient morphométrique.

L'axe d'eutrophisation regroupe les variables géologiques et physico-chimiques; plus spécifiquement la présence des roches carbonatées (CARBO), pH_PHOTIC, PT, NTi, S, SO₄, MES et TEMP. Les vecteurs ALC et COND, ainsi que les variables y étant associées (ions majeurs, anions, ARGILE) sont également liés à l'axe de l'eutrophisation. Les lacs polymictiques appartenant à la région ECO3 et situés dans le cadran inférieur-gauche (Figure 2.5b) regroupent les lacs montrant des concentrations importantes de MES, PT, Mn, COD, Chla, Fe et Al.

Les lacs alcalins ($[CaCO_3] > 30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) sont situés à gauche de l'ordination et dans le coin supérieur (encerclés en noir). Ces lacs, plus alcalins, sont pour la plupart situés dans ECO1 et ECO3. Dans la région géologique des Laurentides méridionales (ECO2), il est plutôt exceptionnel de rencontrer des lacs de haute alcalinité, comme les lacs Duhamel, Maillé et Nairne. Il est connu que les lacs du Bouclier canadien sont vulnérables aux pluies acides parce qu'ils n'ont pas le pouvoir tampon que procurent des concentrations importantes de CaCO₃ (Hade 2002).

Les BV des lacs Duhamel et Maillé sont constitués de roches felsiques. Bien que les lacs Duhamel et Maillé puissent recevoir des eaux de ruissellement contenant des sels de déglacage (NaCl et CaCl₂), la présence des roches felsiques sur le BV, riches en feldspaths et silicates, peut également expliquer les fortes concentrations dissoutes de Na (moyenne respective de 23,0 et 33,4 mg·L⁻¹) et de Ca (19,1 et 14,1 mg·L⁻¹) dans la colonne d'eau. Les feldspaths de type « plagioclases », constitués de l'albite (NaAlSi₃O₈) et de l'anorthite (CaAl₂Si₂O₈), sont particulièrement riches en Na et Ca.

2.6.5 Classification trophique

Les classes trophiques (pictogrammes; Figure 2.5) représentent l'intervalle des conditions trophiques mesurées à l'aide des trois indices trophiques pour un groupe donné (Chla, PT et SECCHI). En fonction de l'établissement des niveaux trophiques, on constate que tant les lacs alcalins, qu'acides à circumneutres, présentent un large gradient trophique. Par contre, les lacs alcalins tendent à être plus productifs que les

circumneutres. Le seul lac classé oligotrophe de notre jeu de données et présentant une alcalinité élevée est le lac Duhamel. Celui-ci est un lac très profond.

Les classes intermédiaires de l'indice trophique sont assez bien réparties le long de l'axe 2 de l'ACP. C'est-à-dire que le jeu de données est constitué de lacs représentant une grande hétérogénéité morphométrique. Par contre, les conditions oligotrophes tendent plutôt à s'observer au sein des lacs acides ou circumneutres profonds et l'observation des conditions hypereutrophes se limite aux lacs peu profonds. Ainsi, le gradient d'eutrophisation est influencé par les deux premiers axes de l'ACP; l'axe 1 représente plutôt les variables chimiques *in situ* et l'axe 2 représente davantage les variables morphométriques.

2.7 Conclusion

L'étude de corrélation entre les variables a permis de documenter les liens existant entre la géologie des BV, la physico-chimie de l'eau et la production primaire dans les lacs. La composition géologique des BV influençait la concentration en éléments chimiques dans les plans d'eau à l'étude. Bien que les activités anthropiques puissent influencer les propriétés chimiques de l'eau en provoquant, entre autres, l'érosion des sols en place et l'ajout de nutriments au BV, la géologie semble jouer un rôle prépondérant sur les propriétés alcalines des lacs à l'étude et sur leur niveau de production primaire.

L'alcalinité est une propriété qui semble varier très peu dans le temps. Les mesures d'alcalinité interannuelles étaient constantes d'une année à l'autre. Les lacs situés dans des bassins versants dont la géologie leur confère des propriétés alcalines étaient généralement plus enrichis. La question qui se pose est de savoir si un lac acide ou circumneutre, soumis à des apports d'éléments alcalinisant d'origine anthropique, pourrait devenir un plan d'eau alcalin, même en absence d'un socle rocheux favorisant un tel état. Si tel était le cas, la réversibilité du processus d'eutrophisation serait probablement plus facile pour un lac naturellement acide ou circumneutre. Il serait donc intéressant de vérifier les conditions naturelles d'un lac dégradé, avant d'établir les objectifs de restauration de celui-ci. Advenant le cas que la géologie soit un facteur clé d'amplification pour l'eutrophisation anthropique, le choix d'un lac dans le but d'y développer la villégiature ou d'en faire un réservoir d'eau potable devrait considérer la géologie du bassin versant comme un critère important, au même titre que les caractéristiques morphométriques et la situation géographique du lac. L'ajout de ce critère permettrait de faire des choix plus éclairés en termes de développement durable.

Par ailleurs, nous avons constaté que la biomasse primaire des lacs à l'étude augmente avec l'accroissement de PT dans la colonne d'eau. Cette relation est bien connue. Toutefois, nous avons également soulevé le fait

que d'autres facteurs, tel l'aluminium, pourraient jouer un rôle intermédiaire ou indirect sur la production primaire. L'influence de l'aluminium sur les algues est très peu documentée. Des concentrations élevées dans le milieu provoquent généralement des conditions toxiques pour les organismes vivants. La présence de l'aluminium dans l'environnement a fait l'objet de recherches dans le domaine de l'écotoxicologie, mais évidemment peu de travaux documentent l'influence des concentrations naturelles de l'Al dissous sur la production primaire. Une étude cherchant plutôt à mesurer l'efficacité de la biominéralisation de la silice par deux taxa de diatomées a permis de découvrir que l'ajout de trichlorure d'aluminium (AlCl_3) à de faibles dosages dans le milieu avait un effet positif sur le taux de croissance de ces espèces (Vrieling et al. 1999). Les résultats de ces travaux appuient le fait que les concentrations d'aluminium pourraient avoir une influence sur la biomasse primaire, mais les causes restent inexplicées. Dans le cas présent, la plupart des lacs montrant une production primaire très élevée en présence de l'aluminium, subissent également des efflorescences de cyanobactéries importantes. Il y a lieu de s'interroger sur les liens qui pourraient exister entre la biodisponibilité des éléments essentiels pour la biomasse, la présence d'éléments dissous comme Al, COD, Ca et Na, et le type de communauté biologique colonisant la colonne d'eau.

Nous savons que les oligo-nutriments ne sont jamais présents sous la forme d'ions libres dans un organisme. Ainsi, leur absorption, leur transport, ainsi que leur stockage et leur mode d'action sont conditionnés par la liaison à une protéine. Ces liaisons sont effectuées normalement avec des métaux alcalins comme Na, K et Ca (Chappuis 1991). Ces connaissances biochimiques peuvent être des pistes à approfondir pour vérifier si des interactions existent entre le carbone organique dissous, le calcium dissous, le sodium dissous, l'aluminium dissous et la production primaire dans nos lacs. Advenant le cas que l'aluminium favoriserait les cyanobactéries au détriment des algues, certaines interventions aujourd'hui utilisées, comme l'épandage d'alun ($\text{KAl}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$) dans les lacs, devraient être réexaminées afin que les actions de restauration n'engendrent pas des effets plutôt néfastes à moyen et long termes sur la diversité biologique.

Nous avons constaté que les indicateurs trophiques classiques permettent de bien départager les lacs oligotrophes de ceux eutrophes, car il n'y a aucun chevauchement entre les valeurs des indicateurs de ces deux classes. Toutefois, des chevauchements importants surviennent entre les indicateurs d'états trophiques de niveaux intermédiaires, et ces limites sont sujettes à la controverse. Les classes trophiques ne correspondraient pas à des seuils d'effets démontrés (EPA, 2000), bien que « le système canadien présuppose implicitement que l'eutrophisation des plans d'eau se fait par paliers et que les limites entre les classes trophiques sont des seuils d'effets démontrés dans le processus d'eutrophisation » (Berryman 2006). Dans ce contexte, nous désirons vérifier si un indice biologique, basé sur les communautés de diatomées,

serait en mesure de documenter des seuils écologiques tout au long du parcours du processus d'eutrophisation des lacs. Le cas échéant, il pourrait être possible de développer un indice trophique biologique basé sur les diatomées pour les lacs du Québec méridional.

Finalement, la série des lacs étudiée couvre l'ensemble du spectre trophique (ultra-oligotrophe à hypereutrophe), donc l'acquisition de ces données permettra de documenter la structure de la communauté de diatomées en fonction des différents états trophiques du Québec méridional.

2.8 Travaux futurs

Nous sommes conscients que l'étude des variables environnementales décrivant l'occupation des sols contribuerait à expliquer, en grande partie, les conditions physico-chimiques des lacs à l'étude. Dans ce contexte, il aurait été intéressant de pouvoir départager l'influence des types d'occupation des sols de celle des variables géologiques, sur les conditions physico-chimiques des lacs. Des travaux futurs portant sur l'influence des activités humaines sur la dégradation des lacs de villégiature devraient inclure de telles variables. Ces travaux nous permettraient de mieux définir la vulnérabilité des lacs aux propriétés alcalines face aux multiples perturbations anthropiques.

2.9 Remerciements

Merci aux membres du Laboratoire de Paléoécologie Aquatique (LPA) de l'Université Laval, particulièrement à nos assistantes de terrain et de laboratoire, soit Valérie Labrecque, Nathalie Lesage et Claudia Rousseau. Merci également aux riverains et acteurs du territoire qui ont participé à cette aventure. Grâce à leur collaboration, les campagnes de terrain ont été un succès. Enfin, nous tenons également à remercier la DPÉP du MDDEFP, tout particulièrement M. Daniel Blais. Nos travaux ont été supportés financièrement par la firme de génie-conseil CIMA⁺, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG à R. Pienitz) et le support logistique du Centre d'études Nordiques (CEN).

2.10 Références

- Amirbahman, A., Pearce, A.R. Bouchard, R.J. Norton, S.A. et Khal, J.S. 2003. Relationship between hypolimnetic phosphorus and iron release from eleven lakes in Maine, USA. *Biogeochemistry* 65, 369-386.
- Berryman, D. 2006. *Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les éco-régions : opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire*, Direction du suivi de

l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 2-550-46503-2, Envirodoq no ENV/2005/0239, collection no QE/167, 32 p. et 2 annexes.

Bobée, B., Lachance, M. et Potvin, L. 1981. Analyse multivariée et interprétation géochimique de la variabilité spatiale de la qualité de l'eau des rivières du Québec méridional. *Journal of hydrology* 53, 95-116.

Carignan, R., Crago, C. et Van Leeuwen, H. 2003. *État des lacs de la Municipalité de Saint-Hippolyte et de deux lacs de la Municipalité de Prévost en 2001 et 2002*, Montréal, Station de biologie des Laurentides, Université de Montréal, 116 p.

Carlson, R. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2), 361-362.

Chappuis, P. 1991. *Les oligo-éléments en médecine et biologie*. Lavoisier, 688 p.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 2004. Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique : le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2004, CCME, Winnipeg, 7 p.

Dave, G. 1992. Sediment toxicity and heavy metals in 11 lime reference lakes of Sweden. *Water Air Soil Pollution* 63, 187-200.

Dillon P.J., H.E. Evans et P.J. Scholer 1988. The effects of acidification on metal budgets of lakes and catchments. *Biogeochemistry* 3, 201-220.

Driscoll, C.T. et W.D. Schecher 1990. The chemistry of aluminum in the environment. *Environmental Geochemistry and Health* 12, 28-49.

Environnement Canada et Santé Canada 2010. Suivi du rapport sur l'état de la science, 2000: Chlorure d'aluminium, Nitrate d'aluminium et Sulfate d'aluminium. *Rapport d'évaluation élaboré dans le cadre de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. 194 pages + annexes. http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/substances/sa-as/final/sels_al-fra.pdf (consultation le 15 octobre 2013).

- Environmental Protection Agency (EPA) 2000. *Nutrient Criteria technical Guidance Manual – Lakes and Reservoirs* – First edition, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, rapport no EPA-822-B00-001, pagination multiple.
- Feuillade M., P. Dufour, J. Feuillade et J.P. Pelletier 1986. Excrétion de carbone organique par le phytoplancton lémanique. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 48(1), 18-33.
- Fisher, T.R. et D.R.S. Lean 1992. Interpretation of radiophosphate dynamics in lake waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 49: 252-258.
- Galvez-cloutier, R. et M. Sanchez 2007. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. *Water Quality Research Journal of Canada (Canadian Association on Water Quality)* 42, 252-268.
- Garrett, R.G. 1998. Aluminium levels in Canadian soils and glacial tills from the Prairies and Southern Ontario. *Geological Survey of Canada*. p. 5.
- Germain, A., C. Gagnon et C.B. Lind (2000). *Entry and exposure characterization for aluminum chloride, aluminum nitrate and aluminum sulfate*. Supporting document for Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Program. Rapport inédit. Montréal (QC): Environnement Canada, 111 p.
- Gensemer, R.W. et R.C. Playle 1999. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29, 315-450.
- Hade, A. 2002. *Nos lacs: Les connaître pour mieux les protéger* Éd. FIDES, Québec, 359 p.
- Havens, K.E. 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. Dans: *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. Springer New York, 733-747.
- Hollister, J. et W.B. Milstead 2010. Using GIS to estimate lake volume from limited data. *Lake and Reservoir Management* 26(3), 194-199.
- Horne, A.J. et C.R. Goldman 1994. *Limnology*. 2e édition. McGraw Hill Inc., New York, 576 p.

- Hörnström, E., C. Ekström et M.O. Duraini 1984. *Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish west coast area*. Report-Institute of Freshwater Research, Drottningholm.
- Hudson, J.J., W.D Taylor. et D.W. Schindler 2000. Phosphate concentrations in lakes. *Nature* 406, 54-56.
- Hyenstrand, P., P. Blomqvist et A. Petterson 1998. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues in Advanced Limnology* vol. 51, p. 41-62.
- Kalff, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*, Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, c2002, 608 p.
- Lavoie, I., I. Laurion, I., A. Warren et W.F. Vincent 2007. *Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature*. INRS rapport #916, xiii, 124p.
- Li T. et J.P. Ducruc 1999. *Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec*. Ministère de l'Environnement, 90 p.
- Mason, C.F. 1991. *Biology of Freshwater Pollution*. 2e Édition. Longman Scientific and Technical. Longman Group UK Limited, 351 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2013. *Les plans d'eau touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert – Bilan final de la gestion des épisodes en 2012*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66983-8 (PDF), 17 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) ET Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE LAURENTIDES) 2007. *Protocole de mesure de la transparence de l'eau, mai 2007, 2e édition mai 2009, Québec, MDDEP et CRE Laurentides*, ISBN 978-2-550-5573-9 (version imprimée), 8 p.
- Ministère de l'Environnement (MENV) 2003. *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 p.
- Nalewajko, C. et B. Paul 1985. Effects of manipulations of aluminum concentrations and pH on phosphate uptake and photosynthesis of planktonic communities in two Precambrian Shield lakes. *Canadian*

- Journal of Fisheries and Aquatic Sciences/ Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 42, 1946-1953.
- Neter, J., M.H. Kutner, C.J. Nachtstein et W. Wasserman 1996. *Applied linear statistical models*. Chicago, Irwin. 1408 p.
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) 1982. *Eutrophication of waters — Monitoring, assessment, and control*: Paris, OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters, 154 p.
- Pienitz, R. et W.F. Vincent 2003. Generic approaches towards water quality monitoring based on paleolimnology. Dans: *Freshwater Management- Global versus Local Perspectives*, Kumagai, M. et W.F. Vincent (Éditeurs), Springer-Verlag, Tokyo/Berlin, pp. 61-82.
- Pienitz, R., K. Roberge, et W.F. Vincent 2006. Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Quebec City, Canada. *Canadian Journal of Botany* 84(2), 303-320.
- Pourriot, R. et M. Meybeck 1995. *Limnologie générale*. Masson, Paris, France, 956 p.
- R Development Core Team 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. (consultation le 01 juin 2013).
- Ricklefs, R.E. et G.L. Miller 2005. *Écologie*. 4e édition, Éd. Boeck Université, Bruxelles, 821 p.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184, 897-899.
- Simoneau, M., L. Roy, et M. Ouellet 2004. *Info-lacs – Résultats de l'année 2003*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'environnement, enviroloq n° QE/ENV/2004/0374, rapport n° QE/152, 14 p.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions / American Geophysical Union* 8(6): 913–920.

- Stumm, W. et J.J. Morgan 2012. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3e edition, New York (NY): John Wiley & Sons, 1827 p.
- ter Braak, C.J.F et P. Šmilauer 2012. *CANOCO 5: Software for multivariate data exploration, testing, and summarization*. © 1997-2012 Biometris, Plant Research International, The Netherlands, and Petr Šmilauer, Czech Republic.
- Tremblay, R. et C. Meunier 2013. *Plan directeur de l'eau du lac Nairne (Charlevoix)*, rapport CIMA+ livré à l'Association pour la protection de l'environnement du lac Nairne (APELN), 96 p. + annexes.
- Troutman, D.E. et N.E. Peters 1982. Deposition and transport of heavy metals in three lake basins affected by acidic precipitation in the Adirondack Mountains, New York. *Energy and environmental chemistry* 2, 33-61.
- Vincent, W.F. 2009. Cyanobacteria. Dans: *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 226-232.
- Vrieling, E. G., L. Poort, T.B.M. Beelen et W.W.C Gieskes 1999. Growth and silica content of the diatoms *Thalassiosira weissogii* and *Navicula salinarum* at different salinities and enrichments with aluminium. *European Journal of Phycology* 34, 307-316.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*. Academic Press, New York, 1006 p.
- Wurtsbaugh, W.A., W.F. Vincent, R.A. Tapia, C. Vincent et P. Richerson 1985. Nutrient limitation of algal growth and nitrogen fixation in a tropical alpine lake, Lake Titicaca (Peru/Bolivia). *Freshwater biology* 15, 185-195.

3 Réponse des diatomées en lien avec l'état trophique des lacs et leurs caractéristiques environnementales

3.1 Introduction

La structure d'une communauté biologique est fortement influencée par les facteurs physiques, chimiques et biologiques et, par conséquent, peut être un indicateur des conditions du milieu. Lorsque l'on recherche une image intégratrice des conditions qui prévalent à l'échelle d'une saison, par exemple, il est avantageux d'utiliser les bioindicateurs plutôt que des indicateurs physico-chimiques. Les paramètres physico-chimiques varient énormément dans le temps et dans l'espace. Ces variations peuvent être engendrées par les périodes de crue et d'étiage, les sources ponctuelles de pollution, etc. Ainsi, un grand nombre d'échantillonnages physico-chimiques peut être nécessaire pour obtenir une image représentative de l'état trophique d'un lac et pour une période donnée. Conséquemment, le nombre de prélèvements nécessaires à la caractérisation et à la surveillance des lacs peut exiger beaucoup d'efforts et engendrer des coûts très élevés, comparativement à ce que pourrait représenter l'utilisation de bioindicateurs pour répondre au même besoin.

Bien que les invertébrés benthiques soient les organismes les plus utilisés pour l'estimation de la qualité des eaux continentales canadiennes (Reynoldson et al. 2001) et européennes (Birk et al. 2012), les algues sont également utilisées et, parmi celles-ci, les diatomées sont considérées comme faisant partie des meilleurs bioindicateurs aquatiques (Cox 1991; Round 1991; Bellinger 2010). Les relations qui existent entre la composition des communautés de diatomées et les conditions chimiques du milieu sont maintenant bien établies (Kelly et Whitton 1995; Bennion et al. 1996; Battarbee et al. 1999; Smol et Stoermer 2010). Les diatomées sont sensibles aux variations des nutriments, à la conductivité et au pH, alors que les invertébrés benthiques sont plutôt sensibles aux conditions physiques, aux apports organiques et aux déficits en oxygène (Triest et al. 2001; Soininen et Könönen 2004; Boissonneault 2006).

En Amérique du Nord, aucun indice biologique visant la détermination de l'état d'eutrophisation des lacs n'a été développé à ce jour, mais le gouvernement de l'Ontario consent des efforts afin de développer un tel outil (Thomas et al. 2011). Au Canada, un seul indice biologique basé sur les assemblages de diatomées existe. Celui-ci vise à établir le niveau d'intégrité écologique des rivières (Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC); Lavoie et al. 2006). L'originalité de l'IDEC réside dans le fait que le classement du niveau d'intégrité écologique des rivières est uniquement basé sur la structure des communautés de diatomées.

Les indices européens, basés sur les diatomées, sont majoritairement développés pour la détection de l'eutrophisation et de la pollution organique. Généralement, ceux-ci sont basés sur les optimums et la tolérance des taxa (ex. : Schönfelder et al. 2002) ou encore sur une liste d'espèces indicatrices comme celle élaborée par van Dam et al. (1994). Parmi les trois cents indices biologiques développés en Europe pour les eaux continentales, 25% sont consacrés à la caractérisation des lacs, dont une portion de 10% est élaborée à l'aide des diatomées provenant du phytobenthos (Birk et al. 2012).

La procédure utilisée pour le développement de l'IDEC est la suivante (Grenier et al. 2006; Lavoie et al. 2006): 1) déterminer *a posteriori* les communautés de diatomées de référence plutôt qu'*a priori*, en sélectionnant des sites de référence sur la base des variables physico-chimiques, 2) séparer les communautés de diatomées le long d'un gradient de dégradation de manière à déterminer les classes de l'indice à l'aide d'une méthode de groupement, et enfin, 3) associer chacune des classes de l'indice au gradient de dégradation à l'aide de l'autécologie des taxa et des variables environnementales. De plus, établir les conditions de référence s'avère une étape cruciale pour l'élaboration d'un tel indice biologique. Contrairement aux milieux lotiques, les milieux lenticules accumulent des quantités importantes de sédiments qui sont souvent stratifiés. Ainsi, les assemblages de diatomées fossiles datant de la période précolonisation européenne du territoire pourraient probablement fournir les conditions de référence pour l'élaboration d'un indice biologique pour les lacs. Cette idée a déjà été exploitée en Europe. Les travaux de Bennion et al. (2004) ont établi les conditions de référence des lacs écossais à l'aide de communautés fossiles de diatomées datant de l'époque préindustrielle (< 1850 AD). De plus, la dissimilarité entre les assemblages moderne et fossile leur a permis ensuite d'établir l'état de dégradation des plans d'eau. Leira et al. (2006) ont mené des travaux similaires à l'aide des assemblages de diatomées fossiles et modernes de 66 lacs de l'Irlande. Cette méthode a également été appliquée avec succès pour évaluer le niveau de dégradation de dix lacs de la Finlande (Räsänen et al. 2006). Conséquemment, nous proposerons une démarche un peu différente de Grenier et al. (2006) pour développer un indice biologique trophique lacustre, soit un paramètre de MILQ, s'apparentant aux travaux européens. Notre démarche consistera à : 1) classer les communautés de diatomées à l'aide d'une méthode de groupement basée sur les similitudes, 2) déterminer les communautés de référence à l'aide des assemblages fossiles, et enfin, 3) associer chacune des classes du bio-indice au gradient trophique, en s'aidant de l'autoécologie des taxa et des variables environnementales.

Les travaux du présent chapitre se concentrent sur les liens entre la structure des communautés de diatomées et les conditions chimiques, ainsi que l'état trophique du milieu. Les autres étapes seront traitées dans les chapitres suivants. Le chapitre 4 portera sur le développement d'un modèle d'inférence pour le

phosphore total (PT), le chapitre 5 visera à établir les communautés de référence à partir des assemblages fossiles et enfin, le chapitre 6 permettra d'élaborer une Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ), en s'appuyant sur l'ensemble des connaissances acquises dans le cadre de cette étude.

Conséquemment, l'objectif principal de ce chapitre est de décrire la flore de diatomées de notre jeu de données par rapport au gradient trophique des lacs. Cette flore est constituée d'assemblages qui proviennent de plusieurs substrats ou habitats. Bien que la plupart des indices biologiques lacustres européens soient élaborés à partir des communautés épilithiques du phytobenthos (Schönfelder et al. 2002; Schaumburg et al. 2004; Kelly et al. 2008), le premier de nos objectifs spécifiques est d'évaluer la capacité des assemblages de diatomées provenant de différents substrats, à documenter l'état trophique des lacs de notre jeu de données. L'utilisation généralisée des diatomées épilithiques pour l'élaboration des indices biologiques lacustres européens est en partie la conséquence de facteurs qui ne justifient pas nécessairement d'exclure *a priori* les autres substrats étudiés dans notre étude. Les facteurs qui nous semblent décisifs dans le cas des indices biologiques lacustres européens sont les suivants : les travaux testant différents substrats en zone littorale seulement (Schönfelder et al. 2002; Poulíková et al. 2004; Kelly 2006; Kelly et al. 2008); un favoritisme émanant du fait que l'ensemble des indices diatomées pour les rivières a été développé avec les diatomées épilithiques, et enfin, le fait de chercher une communauté de diatomées qui est directement associée aux conditions physico-chimiques du milieu.

Ainsi, les objectifs spécifiques de la présente étude sont de : 1) vérifier les similitudes et les différences entre les assemblages de diatomées prélevées sur des substrats ou habitats différents, 2) déterminer quel(s) substrat(s) ou habitat(s) procure le meilleur signal pour documenter le niveau trophique d'un lac, et 3) documenter les taxa indicateurs en fonction des groupements obtenus. Conséquemment, nous désirons vérifier les hypothèses suivantes :

- 1) Les variables physico-chimiques, morphométriques et géologiques influencent la structure de la communauté de diatomées;
- 2) Le phosphore total est la variable *in situ* qui influence de manière la plus importante la communauté de diatomées;
- 3) Les changements climatiques interannuels opèrent une influence importante sur la communauté de diatomées d'un lac.

3.2 Matériel et méthodes

3.2.1 Collecte des diatomées

Pendant la période de stratification estivale (entre juin et septembre) des années 2009 et 2010, 56 lacs ont été caractérisés à trois reprises. Le chapitre 2 fournit les détails relatifs aux prises de mesures des variables environnementales. Par contre, les diatomées ont été échantillonnées qu'à la dernière visite de terrain. Lors de la première visite, une trappe à sédiments de type « Glew » (*Assessment and Research Laboratory*, Université de Queen, Ontario) a été ancré dans la zone la plus profonde des lacs ou dans l'une des fosses secondaires. Les trappes à sédiments étaient maintenues à la verticale au-dessus des sédiments (entre 0,5 et 1 m) à l'aide de flotteurs et d'une bouée en plastique. Une solution de Lugol a été ajoutée dans les tubes des trappes afin d'éviter le broutage des algues par le zooplancton. Les trappes à sédiments ont permis de prélever un échantillon intégrant des diatomées pélagiques qui sédimentaient vers le fond pendant toute la période estivale, ainsi qu'un échantillon périphtyque qui s'était développée sur la face supérieure de la bouée submergée dans l'épilimnion. Il faut noter que l'étude de Cattaneo et Amireault (1992), portant sur l'évaluation de la capacité de différents substrats durs (roche, verre, plastique et tuile) à reproduire le milieu naturel pour les communautés de diatomées épilithiques, a montré que le choix du substrat n'était pas un facteur déterminant dans la composition de ces communautés. Lors de la dernière visite de terrain, les assemblages de diatomées des différents substrats ou habitats ont été récoltés. De plus, une séquence sédimentaire a été prélevée à l'aide d'un carottier à percussion *Aquatic Research Instruments*®, à une distance approximative de 10 m de la trappe à sédiments. Les assemblages de diatomées de la zone littorale ont été récoltés seulement dans les lacs visités en 2010 et selon la méthode d'échantillonnage décrite par Lavoie et al. (2008).

Les assemblages récoltés représentent plusieurs types de substrats et parfois un cumulatif d'habitats différents. L'assemblage attaché aux pierres de la zone littorale était principalement constitué de taxa épilithiques du littoral (type L). L'assemblage de type L était soumis plus directement aux conditions chimiques et physiques de la zone littorale, conditions pouvant être différentes de la zone pélagique. L'assemblage attaché à la bouée de plastique (type B) était composé principalement de taxa épilithiques et parfois épiphytiques, puisque certaines algues vertes avaient colonisé les bouées des lacs très dégradés. L'assemblage de la trappe à sédiment (type T) était constitué de taxa s'étant développés principalement pendant la période estivale. Cet assemblage pouvait représenter une grande variété d'habitats, bien que les formes planctoniques étaient nécessairement mieux représentées. Enfin, l'assemblage provenant des sédiments de la surface de la carotte (type S) intégrait des taxa de plus d'une saison de croissance et provenant nécessairement de plusieurs habitats différents.

3.2.2 Identification des diatomées

Les diatomées fossiles ont été extraites des sédiments et séparées de la matière organique par digestion, à l'aide d'une solution constituée à 50/50 d'acides nitrique et sulfurique. Les diatomées prélevées sur les bouées et les roches des zones littorales ont été isolées à l'aide de la digestion du matériel organique avec du peroxyde d'hydrogène, selon la méthode de Lavoie et al. (2008). Un aliquote de ces solutions siliceuses a été monté sur lame à l'aide de Naphrax® (Indice de réfraction (IR) = 1,7) (Pienitz, Smol et Birks 1995) et, au total, 400 valves de diatomées par assemblage ont été identifiées à l'aide de la microscopie optique (microscope LEICA®, agrandissement de 1000X). Les principales clés d'identification utilisées sont celles de Camburn et Charles (2000); Fallu, Allaire et Pienitz (2000); Krammer et Lange-Bertalot (2004), (2008a), (2008b), (2008c) et (2010); Lavoie et al. (2008), ainsi que la base de données du Colorado « *Diatoms of the United States* », accessible en ligne, qui compile plusieurs taxa de diatomées répertoriés dans les eaux de surface des États-Unis. La taxonomie de certains de nos taxa a été validée à l'aide de la microscopie électronique et grâce à la collaboration de M. Paul Hamilton du Musée canadien de la Nature à Ottawa.

3.2.3 Analyses statistiques

3.2.3.1 Préparation des données

La transformation de *Hellinger* a été appliquée sur les données d'abondance relative des assemblages de diatomées (Legendre et Gallagher 2001). Le choix de cette transformation apporte beaucoup d'avantages pour les analyses subséquentes. Premièrement, cette transformation forcera les analyses en composantes principales (ACP) et les analyses canoniques de redondances (ACR) à préserver la distance de *Hellinger*, laquelle est appropriée pour étudier la composition des communautés de diatomées (Legendre et Legendre 2012) et la diversité bêta (Legendre et De Cáceres 2013). De plus, cette distance n'est pas sensible à la présence d'un très grand nombre de double zéro dans la matrice de données et, enfin, elle permet de réduire l'effet des taxa montrant un développement de masse, lorsque les conditions environnementales sont favorables à ce type de développement.

Plusieurs des analyses réalisées dans ce chapitre ont été réalisées avec le logiciel R (*R Development Core Team* 2013). La transformation des données a été effectuée avec la fonction « `décostand()` » du package « VEGAN » (Oksanen et al. 2013).

3.2.3.2 Analyse de regroupement

Les analyses de groupement ont été effectuées avec la méthode de variance minimum de *Ward* (1963). Cette méthode agglomérative, de type hiérarchique, consiste à minimiser la somme des carrés des distances entre

pires, lorsqu'appliquée à une matrice de distance tel qu'effectué ici. Le coefficient asymétrique de distance D_{17} (Bray-Curtis) a été utilisé, puisque celui-ci convient bien à l'analyse des communautés de diatomées exprimées en abondance absolue (Legendre et Legendre 2012). La matrice de distance a été effectuée avec la fonction « `vegdist` » du package « VEGAN » (Oksanen et al. 2013). La fonction « `hclust` » du package « stats » a permis de mener à bien les analyses de groupement.

3.2.3.3 PPMR

La procédure de permutation multiréponse (PPMR) est un test non paramétrique permettant de tester l'hypothèse nulle voulant qu'il y ait absence de différence entre deux ou plusieurs groupes prédéterminés (McCune et Grace 2002). Cette analyse a été menée avec la fonction « `mrpp` » du package « VEGAN ». La PPMR mesure la capacité d'une classification à maximiser la similarité à l'intérieur d'un groupe et à minimiser la similarité entre les groupes. Pour ce faire, on calcule la statistique d'agrément (A) à l'intérieur d'un groupe et la valeur de signification « p » associée (Mielke et Berry 2001). La valeur « A » est une valeur analogue à un coefficient de détermination d'un modèle linéaire. Une valeur de « 0 » est obtenue lorsqu'il n'y a pas de correspondance entre les assemblages de diatomées du groupe, alors que la valeur « 1 » indique que tous les assemblages sont similaires. Dans le cas de données écologiques, les valeurs de A se retrouvent plus souvent sous 0,1 et une valeur A de 0,3 est considérée élevée (McCune et Grace 2002; Grenier et al. 2010). La valeur de p détermine si les groupes sont significativement différents. Une valeur de $p < 0,002$ a été considérée significativement différente de ce qui aurait pu être attendu par le résultat du hasard.

3.2.3.4 Ordination simple - ACP

L'analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée afin de représenter les lacs entre eux, en fonction de leurs assemblages de diatomées. L'ACP permet de réduire un très grand nombre de variables à un nombre relativement limité de composantes non corrélées (orthogonales). Les analyses ont été menées avec le logiciel Canoco 5 (ter Braak et Šmilauer 2012).

3.2.3.5 Ordination canonique - ACR

L'analyse canonique de redondances (ACR) a permis d'analyser simultanément deux matrices de données, de manière à étudier la distribution des assemblages de diatomées (variables *réponses*) sous l'influence de variables environnementales sélectionnées (variables *explicatives*). Les variables explicatives ont été sélectionnées à l'aide de la méthode de sélection pas-à-pas, menée avec la fonction « `ordi2step()` » du package « VEGAN ».

L'utilisation de l'ACR a été préférée à celle de l'analyse canonique de correspondance (ACC), puisqu'elle était plus performante que l'ACC lorsqu'une transformation appropriée était appliquée sur la matrice d'abondance (chapitre 4). De plus, les résultats de l'ACR ne devraient pas être différents si l'on inclut l'ensemble des taxa, comparativement à l'ACC. En anglais, une ACR ainsi menée prend le nom de *tb-RDA* pour *transformation-based canonical redundancy analysis (RDA)*.

3.2.3.6 Espèces indicatrices

La méthode « IndVal » a été proposée par Dufrière et Legendre (1997). Cette méthode considère la spécificité (A) et la fidélité (B) de chacune des espèces pour l'ensemble des groupes (k), afin de trouver la ou les espèces indicatrices pour chacun des groupes prédéterminés. Les groupes ont été prédéterminés à l'aide de la méthode de variance minimum de *Ward*. L'équation IndVal est la suivante :

$$\text{IndVal du Groupe } k \text{ et Espèce } j = 100 * Akj * Bkj \quad (\text{équation 1})$$

La valeur A_{kj} représente la spécificité aux groupes (en abondance) et B_{kj} représente la fidélité au groupe (en nombre d'occurrences). Ensuite, le résultat IndVal est un pourcentage soumis à un test de signification avec une erreur considérée acceptable à 5%.

3.2.3.7 Association d'espèces (co-occurrences)

Une analyse de corrélation a permis de déterminer des associations d'espèces (ou groupes) qui étaient significativement concordantes à l'aide du coefficient de concordance de Kendall. La démarche utilisée est celle proposée par Legendre (2005) qui consiste à : 1) effectuer une analyse de corrélation entre les espèces pour ensuite diviser les espèces en groupes d'espèces corrélées, 2) calculer un test global de concordance entre les espèces d'un même groupe, afin de vérifier que le regroupement est significatif et enfin, 3) tester la contribution de chaque espèce à la concordance de son groupe pour ne retenir que les espèces qui contribuent significativement à leur groupe.

3.3 Résultats et discussion

3.3.1 Similarités entre les assemblages des différents types d'habitats

Les ordinations de la Figure 3.1 illustrent les résultats d'une ACP menée avec l'ensemble des assemblages de tous les types de substrats ou d'habitats. La première série de pictogrammes concerne les ordinations de gauche et représente le type de substrat ou d'habitat auquel l'assemblage de diatomées était associé (Trappe à sédiment (T), sédiment de Surface (S), Bouée (B) ou Littoral(L)). La deuxième série de pictogrammes concerne les ordinations de droite et réfère à la classification de l'état trophique des lacs. La classification de

l'état trophique a été effectuée au chapitre 2, à l'aide d'une analyse de groupement basée sur les indicateurs trophiques classiques (phosphore total, chlorophylle a et transparence de l'eau).

Les deux ordinations de la Figure 3.1a représentent la projection des résultats selon les deux premiers axes de l'ACP. La première ordination permet de voir que la répartition des assemblages se divise en deux groupes distincts, soit le groupe de gauche composé des assemblages récoltés dans les trappes à sédiments (T) ou dans les sédiments de surface (S) et le groupe de droite, constitué des assemblages périphytiques prélevés sur les bouées submergées (B) ou sur des roches du littoral exposées au nord (LN) ou exposées au sud (LS) par rapport à l'ensoleillement. Les vecteurs représentent les trente taxa montrant les meilleurs résultats, soit la plus grande variabilité en fonction du gradient trophique. Les assemblages de types T et S sont dominés par des taxa phytoplanctoniques et tychoplanctoniques, alors que les formes périphytiques dominent les assemblages de types B et L. Le nom des taxa et leur code sont présentés dans la Table A5 (chapitre 4).

Les deux ordinations de la Figure 3.1b représentent la projection des résultats en fonction des axes 1 et 3 de l'ACP. La projection des assemblages en fonction de l'axe 1 et 3 permet de départager les lacs selon leur état trophique établi *a priori*. Ainsi, les assemblages de diatomées des quatre différents habitats sont répartis le long de l'axe 3 en fonction du gradient trophique des lacs (voir ordination de droite). De plus, une frontière nette, soit l'axe 1, sépare les assemblages prélevés dans les lacs de classe ultra-oligotrophe à oligo-mésotrophe, de ceux prélevés dans les lacs de classe méso-eutrophe à hypereutrophe. Toutefois, les assemblages classés « oligo-mésotrophe / méso-eutrophe », soit la classe intermédiaire, sont répartis de part et d'autre de l'axe 1. Ainsi, leur classification a été révisée sur la base de leur position dans cette ordination, donc en fonction de la composition des assemblages plutôt que seulement sur la base des indices physico-chimiques (Tableau 3.1).

Pour l'ensemble des différents substrats ou habitats échantillonnés, les assemblages de diatomées sont répartis le long de l'axe 3. Par contre, les assemblages de types T et S sont positionnés sur une plus longue distance du gradient, ce qui pourrait faciliter l'étude éventuelle des groupes d'assemblages par rapport aux classes du gradient trophique. Les sections suivantes permettront de documenter quels substrats ou habitats détectent mieux l'eutrophisation des lacs. Cette analyse permettra de sélectionner la meilleure méthode d'échantillonnage pour le développement d'un indice trophique basé sur les diatomées.

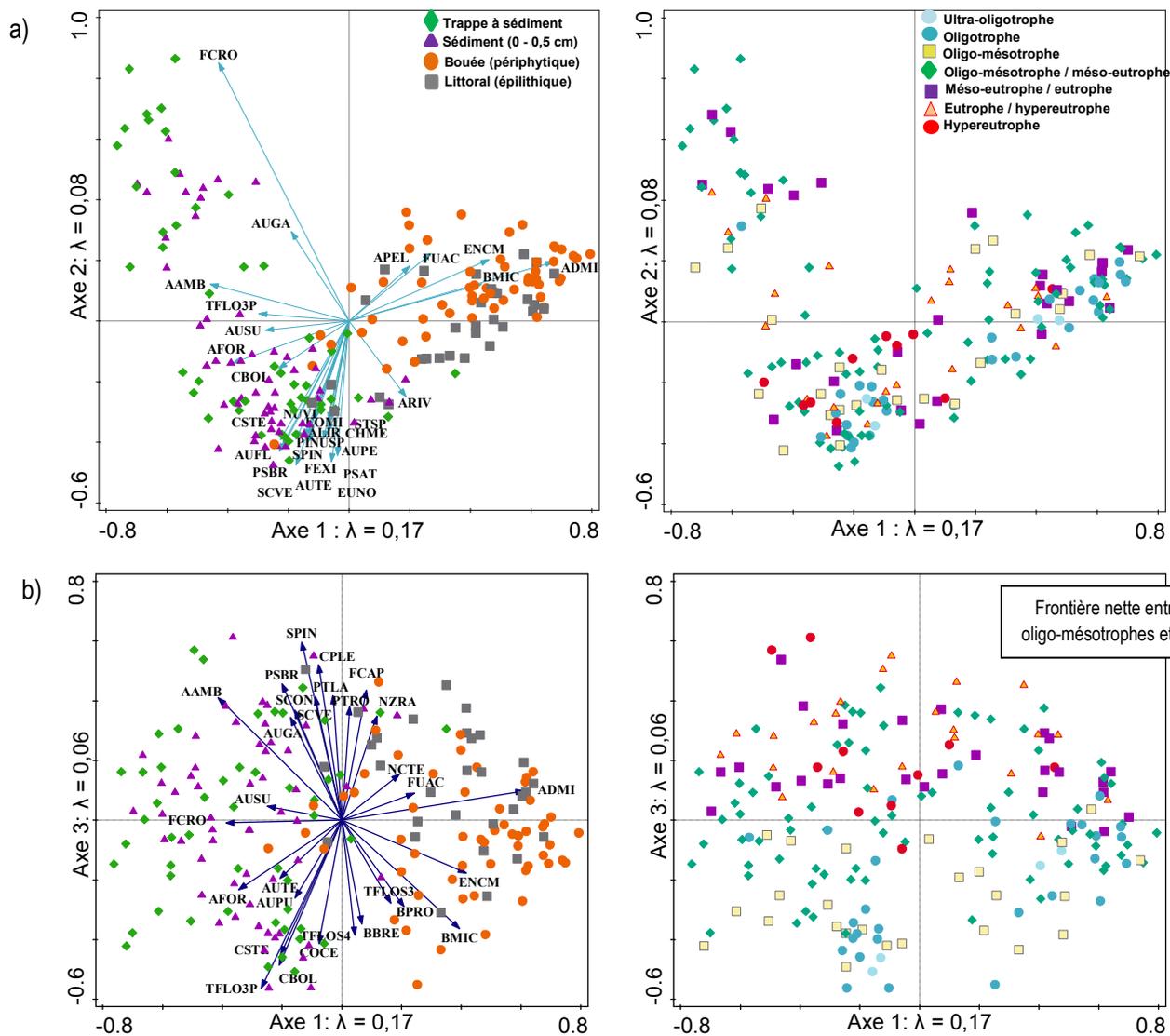


Figure 3.1 : Ordinations présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de diatomées des différents substrats ou habitats des 56 lacs : a) projection des assemblages en fonction de l'axe 1 et 2 et b) projection des assemblages en fonction de l'axe 1 et 3.

3.3.2 Comparaison du signal d'eutrophisation apporté par les assemblages des différents substrats ou habitats

Le Tableau 3.1 présente le reclassement trophique des lacs sur la base de leurs assemblages qui étaient, au préalable, « oligo-mésotrophe / méso-eutrophe » selon les variables physico-chimique classiques. Il y a 21 plans d'eau concernés par ce reclassement. Ce dernier est basé sur la répartition des assemblages de diatomées par rapport à l'axe 3 de l'ACR (Figure 3.1b). Les lacs (losanges verts) dont l'assemblage était situé en bas de l'axe 1 ont été reclassés « oligo-mésotrophe », alors que les lacs dont l'assemblage était situé en haut de l'axe 1 ont été reclassés « méso-eutrophe », et ce, en fonction de leur similarité avec les assemblages des deux classes trophiques respectives (carré jaune et carré mauve).

La fréquence des différents résultats du reclassement a été compilée dans un tableau de contingence (Tableau 3.2). Il en résulte que les assemblages de types « S » et « T » montrent une distribution proportionnelle entre les deux niveaux trophiques intermédiaires. Par contre, la fréquence des résultats compilés pour les assemblages de type B montre que, dans plus de 75% des cas, les lacs sont classés oligo-mésotrophes plutôt que méso-eutrophes. Ainsi, les assemblages de diatomées qui se sont développés dans la zone pélagique donnent, trois fois sur quatre, un signal que l'eutrophisation est moins avancée dans son processus évolutif, comparativement aux assemblages de type S et T. À l'inverse, les assemblages de type L classent les lacs dans un état d'eutrophisation plus avancé dans 75 % des cas, comparativement aux assemblages de types S et T. Ceci est fort intéressant et met en évidence l'intérêt des communautés littorales en tant « qu'indicateur précurseur » d'eutrophisation.

Les travaux de Vadeboncoeur (2001) ont montré que les communautés d'algues périphytiques du littoral des lacs, subissant de fortes pressions de leurs milieux riverains, peuvent enregistrer plus rapidement les conditions de dégradation que la communauté pélagique. Par ailleurs, des résultats de travaux menés en Europe, visant à évaluer différents types de substrats, concordent également avec cette dernière conclusion. L'étude de Poulíková et al. (2004) a évalué la capacité des assemblages de diatomées épilithiques, épipélitiques et épiphytiques des zones littorales de quatre lacs à déterminer l'état trophique en utilisant les indices de Van Dam et al. (1994), Rott et al. (1999) et Schönfelder et al. (2002). Les résultats montrent que les assemblages épiphytiques ont tendance à sous-estimer l'état trophique déterminé *a priori*, que les assemblages épilithiques du littoral surestiment l'état trophique, et que les assemblages épilithiques sont plus près des valeurs moyennes ou donnent des valeurs plus élevées que l'état trophique prédéterminé.

Ainsi, l'ensemble de ces résultats suggère que l'intégration de tous les habitats apporterait un portrait probablement plus juste de l'état trophique global.

Tableau 3.1 : Reclassement trophique des lacs mésotrophes en fonction des assemblages de diatomées.

#	Lac	Substrat ou habitat	Reclassement
1	À l'Ours	S10, LS10	Méso-eutrophe
		T10, B10	Oligo-mésotrophe
2	Aux Araignées	B09, S09, T09	Oligo-mésotrophe
3	Aylmer	T09	Méso-eutrophe
		B09, S09	Oligo-mésotrophe
4	Baie Fitch (confluence du lac Memphrémagog)	S09	Oligo-mésotrophe
5	Beauchamp	B09, S09, T09	Méso-eutrophe
6	Bromont	S09, T09	Méso-eutrophe
		B09	Oligo-mésotrophe
7	De l'Achigan	B10, L10, S10	Oligo-mésotrophe
8	Desmarais	B09, S09, T09	Méso-eutrophe
9	Des Roches	T09	Méso-eutrophe
		B09, S09	Oligo-mésotrophe
10	Des Six	LS10	Méso-eutrophe
		B10, S10, T10	Oligo-mésotrophe
11	Étang Malbaie	B10, L10, S10, T10	Méso-eutrophe
12	Hébert	B10	Méso-eutrophe
		LS10, S10, T10	Oligo-mésotrophe
13	Long (Charlevoix)	T09	Méso-eutrophe
		B09, S09	Oligo-mésotrophe
14	Lovering	S09	Méso-eutrophe
		B09, T09	Oligo-mésotrophe
15	Magog	S09	Méso-eutrophe
16	Maillé	L10, S10, T10	Méso-eutrophe
		B10	Oligo-mésotrophe
17	Massawippi	B09	Méso-eutrophe
		S09, T09	Oligo-mésotrophe
18	Memphrémagog	B09, S09, T09	Oligo-mésotrophe
19	Nairne	LS10, S09, T10	Méso-eutrophe
		B09, B10, T09	Oligo-mésotrophe
20	Rat-Musqué	S09, T09	Méso-eutrophe
		B09	Oligo-mésotrophe
21	Saint-Charles (Québec)	T09	Méso-eutrophe
		B09, S09	Oligo-mésotrophe
22	Saint-François	B09, S09, T09	Oligo-mésotrophe
23	William	B09, LN10, S09, T09	Méso-eutrophe
		B10	Oligo-mésotrophe

Note Chacun des différents substrats ou habitats est identifié par un acronyme: S = surface, LS = littoral exposition sud, LN = littoral exposition nord, T = trappe, B = bouée, 09 = 2009 et 10 = 2010.

Tableau 3.2 : Fréquence des classes trophiques mésotrophes en fonction des substrats ou habitats échantillonnés.

Classe \ substrat	B	LN et LS	S	T
Oligo-mésotrophe	17	2	12	9
Méso-eutrophe	7	6	10	12
Total :	24	8	22	21

3.3.3 Comparaison du signal trophique des assemblages de types S et T

La Figure 3.2 illustre les ordinations présentant les résultats de l'ACP menée avec les assemblages de type S (Figure3.2a) et de type T (Figure3.2b). Les pictogrammes représentent le niveau trophique des lacs en fonction du classement effectué au chapitre 2 et tient compte également du reclassement effectué à la section 3.4.2, pour départager les lacs oligo-mésotrophes des lacs méso-eutrophes.

Les assemblages T et S ne classent pas nécessairement un même lac de manière identique. Les différences observables sont encadrées sur les ordinations. Les assemblages des trappes sont influencés, de manière plus importante, par la croissance de masse des taxa *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa* strain IIIP, ainsi que par la présence des chaînes de cellules d'*Aulacoseira ambigua*. Lorsque le nombre de valves de *F. crotonensis*, *A. formosa* et *A. ambigua* est plus important dans l'assemblage, le niveau d'eutrophisation est plus élevé (méso-eutrophe), puisque l'assemblage est tiré vers le haut de l'ordination. L'inverse est vrai, avec un plus grand nombre de valves de *Tabellaria flocculosa* strain IIIP, le niveau d'eutrophisation est plus faible (oligo-mésotrophe). Par ailleurs, les assemblages des trappes à sédiments, prélevés deux années consécutives au lac Nairne, révèlent qu'en 2009 la communauté planctonique a été dominée par *Tabellaria flocculosa* strain IIIP, alors qu'elle était dominée par *Fragilaria crotonensis* en 2010. Ainsi, le signal enregistré par les assemblages de type T est davantage influencé par les conditions climatiques interannuelles qui conditionnent le pulse printanier du phytoplancton, que par le signal enregistré par les assemblages de type S qui représentent plus d'une saison de croissance. Conséquemment, nous sommes d'avis que si les assemblages T et S expliquent une proportion équivalente de la variabilité des assemblages de diatomées en fonction du gradient trophique, il serait préférable de travailler avec les assemblages de type S, plutôt que ceux de type T, pour l'élaboration d'un indice trophique basé sur les diatomées.

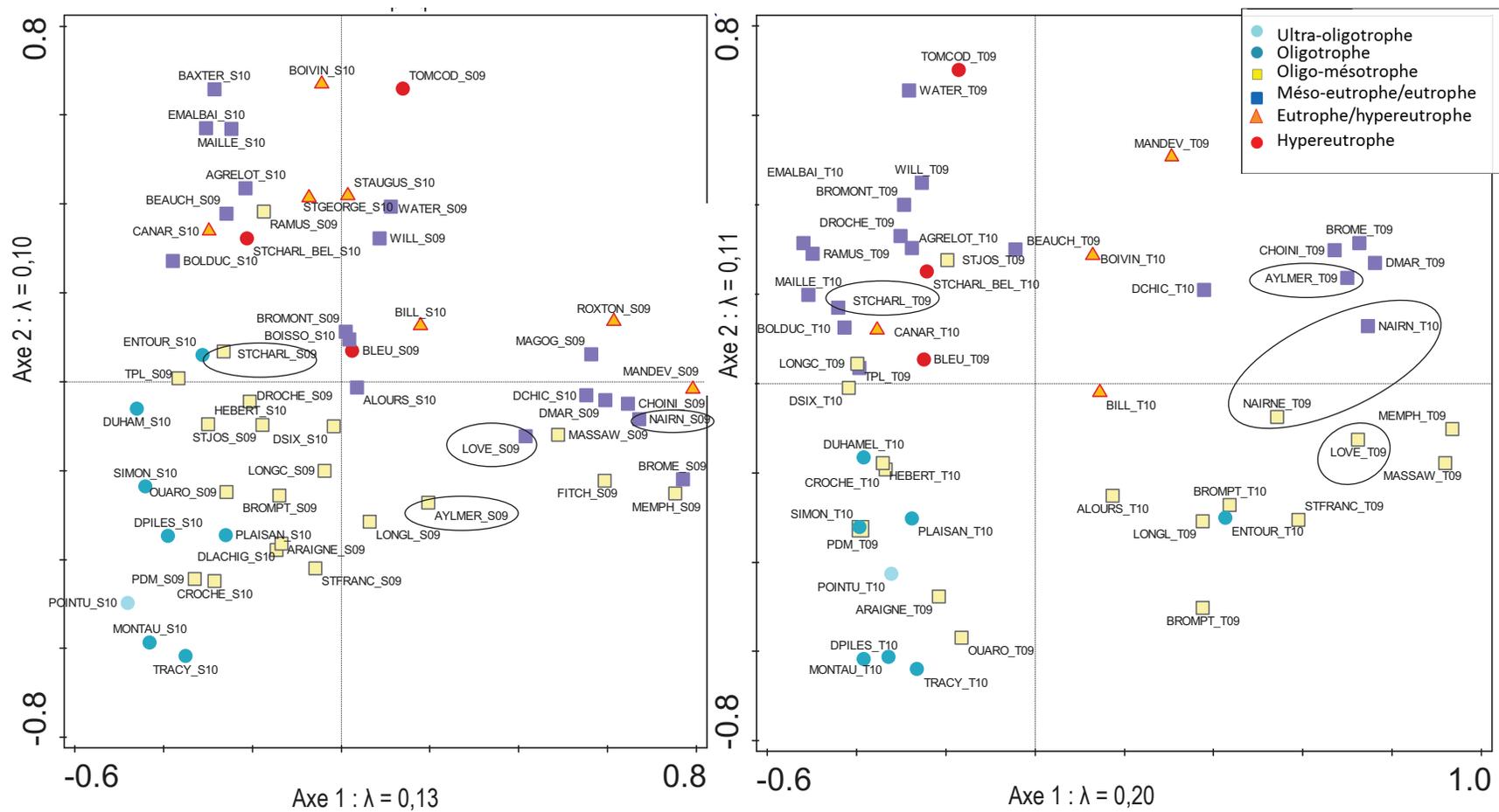


Figure 3.2 : Ordinations présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de diatomées : a) des sédiments de surface (S) et b) des trappes à sédiments (T).

3.3.4 Variables influençant la structure des communautés de diatomées en fonction des différents substrats ou habitats

Le Tableau 3.3 présente les résultats des tests de sélection pas-à-pas effectués pour chacun des différents substrats ou habitats (Bouée, Littoral, Surface et Trappe), avec les 57 variables explicatives documentées au chapitre 2. Le nombre de lacs utilisé dépendait du substrat ou de l'habitat échantillonné. Par contre, chacun des types d'assemblages couvrait la totalité du gradient de phosphore total (PT), de conductivité (Cond) et d'alcalinité (Alc).

Tableau 3.3 : Résultats des sélections pas-a-pas menées à l'aide de l'ACR avec les assemblages de diatomées des différents substrats ou habitats.

Type de substrat ou habitat	Gradient		Nbre de lacs (n)	Variable explicative sélectionnée	R ² ajusté	p-value * $\alpha = 0,05$ ** $\alpha = 0,001$
	PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Alc (mg.L^{-1} de CaCO_3)				
Littoral	[PT] = 0,9 - 173,3		30	Potassium (K)	0,06	0,005**
Diatomées épilithiques	Alc = 1,8 - 114,6			Roches carbonatées (CARBO)	0,04	0,045*
Représente une saison	Cond = 0,01 - 0,71			Alcalinité (Alc)	0,03	0,005**
				Dépôts marainiques (TILL)	0,03	0,005**
				Toutes les variables (57)	0,22	
Bouée submergée dans épilimnion	[PT] = 0,9 - 173,3		53	Phosphore total (PT)	0,07	0,005**
Diatomées périphtiques	Alc = 1,8 - 114,6			Calcium (Ca)	0,04	0,005**
Représente une saison	Cond = 0,01 - 0,71			Roches de gneiss/paragneiss (Gneiss)	0,01	0,025*
				Azote total inorganique (NTi)	0,02	0,030*
				Toutes les variables (57)	0,17	
Trappe à sédiments	[PT] = 0,9 - 173,3		48	Phosphore total (PT)	0,06	0,005**
Diatomées fossiles	Alc = 1,8 - 97,0			Aluminium (Al)	0,06	0,005**
	Cond = 0,01 - 0,55			Type de brassage (Type)	0,04	0,005**
				Roches carbonatées (CARBO)	0,02	0,005**
				Matières en suspension (MES)	0,02	0,005**
Communauté de plusieurs niches mais taxa planctoniques dominant, représente la saison estivale				Classe de Horton-Strahler (Strahler)	0,01	0,015*
				Oxygène dissous épilimnitique (DO)	0,02	0,010**
			Sodium (Na)	0,02	0,020*	
			Roches felsiques (Felsique)	0,01	0,015*	
				Toutes les variables (57)	0,28	
Surface des sédiments	[PT] = 0,9 - 173,3		56	Phosphore total (PT)	0,07	0,005**
Diatomées fossiles prélevées à la surface des sédiments (0 - 0,5 cm de profondeur)	Alc = 1,8 - 114,6			Classe de Horton-Strahler (Strahler)	0,04	0,005**
	Cond = 0,01 - 0,71			pH photique (pH_PHOTIC)	0,03	0,005**
				Roches carbonatées (CARBO)	0,02	0,005**
				Fer (Fe)	0,01	0,010*
Communautés de tous les habitats, représente plus d'une saison				Roches de gneiss/paragneiss (Gneiss)	0,01	0,020*
			Écoregion	0,01	0,015*	
				Toutes les variables (57)	0,26	

Les variables explicatives sélectionnées par le test de sélection pas-à-pas sont différentes pour chacun des types d'assemblages. Toutefois, le phosphore total (PT) est la variable chimique de cause qui explique la plus grande proportion de la variabilité des communautés de diatomées dans les lacs, sauf pour les assemblages récoltés sur le littoral des lacs de notre jeu de données. Par contre, il est important de souligner que K est fortement corrélé avec PT ($r = 0,73$, $p\text{-value} < 0,01$; Tableau 2.4). Ainsi, la variabilité de K est probablement le reflet de l'influence de PT. Les modèles qui expliquent la plus grande proportion de la variabilité (R^2) des communautés de diatomées sont ceux construits avec les assemblages de type T ($R^2 = 0,28$) et de type S ($R^2 = 0,26$). Il apparaît que six des huit variables explicatives sélectionnées pour les assemblages de type T sont en lien direct avec les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau. Ces variables sont : PT, aluminium (Al), type de brassage (Type), matières en suspension (MES), oxygène dissous (DO) et sodium (Na). Par contre, les assemblages de type S étaient également influencés par des variables explicatives en lien avec les caractéristiques physiographiques des bassins versants, soit l'ordre hydrographique du lac (Strahler), la présence de roches sédimentaires carbonatées (CARBO) ainsi que magmatiques de type gneiss ou paragneiss (GNEISS) et l'écorégion (Ecoregion). Enfin, les variables PT, CARBO et Strahler sont des variables d'influence significative tant pour les assemblages de type T que de type S.

Ainsi, les assemblages de diatomées récoltés sur le littoral ne peuvent être retenus pour le développement d'un indice biologique trophique avec notre jeu de données. Par contre, les assemblages de type B sont intéressants, puisque leur répartition est plus étroitement liée aux propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau, bien que dans certains cas ils pourraient détecter moins rapidement une dégradation du milieu puisque que ces diatomées se sont développées uniquement dans l'épilimnion. Par ailleurs, les assemblages de type T et de type S variaient en fonction des concentrations en PT dans une proportion équivalente, mais les assemblages de type T représentent principalement les taxa qui se sont développés pendant la saison estivale, alors que les assemblages de type S incorporent les taxa de plus d'une saison de croissance. À la lumière de ces résultats, nous privilégierions les assemblages de type S pour plusieurs raisons : 1) la simplicité technique associée au prélèvement des sédiments, 2) la possibilité d'appliquer des modèles d'inférence sur l'assemblage récolté, 3) le fait que l'assemblage intègre davantage l'influence des variables du bassin versant peut être un avantage, sauf dans les cas où les milieux humides seraient trop importants (ex. Hofmann 1999).

Enfin, la section suivante traitera principalement de l'analyse de la structure des communautés de diatomées de type S et de type B. Certains résultats obtenus à l'aide des assemblages de type T seront documentés afin de soulever les similitudes et les différences entre les assemblages S et T.

3.3.5 Réponse de la structure des communautés face aux changements trophiques

3.3.5.1 Analyse de groupement sur les assemblages de type S

3.3.5.1.1 Groupement agglomératif

La Figure 3.3 illustre le dendrogramme résultant du test de groupement effectué avec la méthode de variance minimum de Ward. Les deux premiers niveaux hiérarchiques du dendrogramme séparent les assemblages en trois catégories de lacs : 1) des lacs classés ultra-oligotrophes à méso-eutrophes et présentant une très grande hétérogénéité morphométrique, mais ayant une masse d'eau favorisant une production des diatomées planctoniques (catégorie I), 2) des lacs qui sont dégradés et alcalins et dont la masse d'eau est généralement appréciable (catégorie II), et 3) des lacs qui sont dégradés, généralement peu profonds, donc présentant un volume d'eau pélagique restreint et une flore de diatomées associée aux milieux benthiques (catégorie III). Toutefois, les lacs Boissonneault et William de la catégorie 3 montrent un volume pélagique très appréciable et une profondeur maximale importante, contrairement aux autres lacs de cette catégorie. Bien qu'ils aient un taux de renouvellement très important qui fait en sorte qu'ils s'apparentent à un système fluvial, ils sont très riches en PT. Le Tableau 3.4 présente les groupements obtenus selon les assemblages des sédiments de surface (type S).

Tableau 3.4 : Groupements des lacs en fonction des assemblages de diatomées des sédiments de surface (type S).

Groupe	Lacs
I - 1	Montaubois, Pied-des-Monts, Pointu et Tracy
I - 2	Croche, des Piles, Hébert, Plaisant, Trois-Petits-Lacs et Simon
I – 3.1	Des Roches, Ouareau, Saint-Charles (Québec) et Saint-Joseph
I – 3.2	Aylmer, Brompton et Saint-François
I – 3.3	À l'Ours, aux Araignées, Bromont, de l'Achigan, Des Six, Duhamel, Long (Charlevoix), Long (Lanaudière) et Lovering
I – 3.4	Bill et Entouré
II– 1	Des Chicots, Magog, Massawippi, Nairne et Roxton
II– 2	Brome, Choinière, Baie Fitch, Mandeville, Memphrémagog et Desmarais
III– 1.1	Aux Canards, aux Grelots, Baxter, Bolduc, Étang Malbaie, Maillé, Saint-Charles (Bellechasse) et Saint-Georges
III– 1.2	Beauchamps, Rat-Musqué, Tomcod et Waterloo
III– 2	Bleu, Boissonneault, Boivin, Saint-Augustin et William

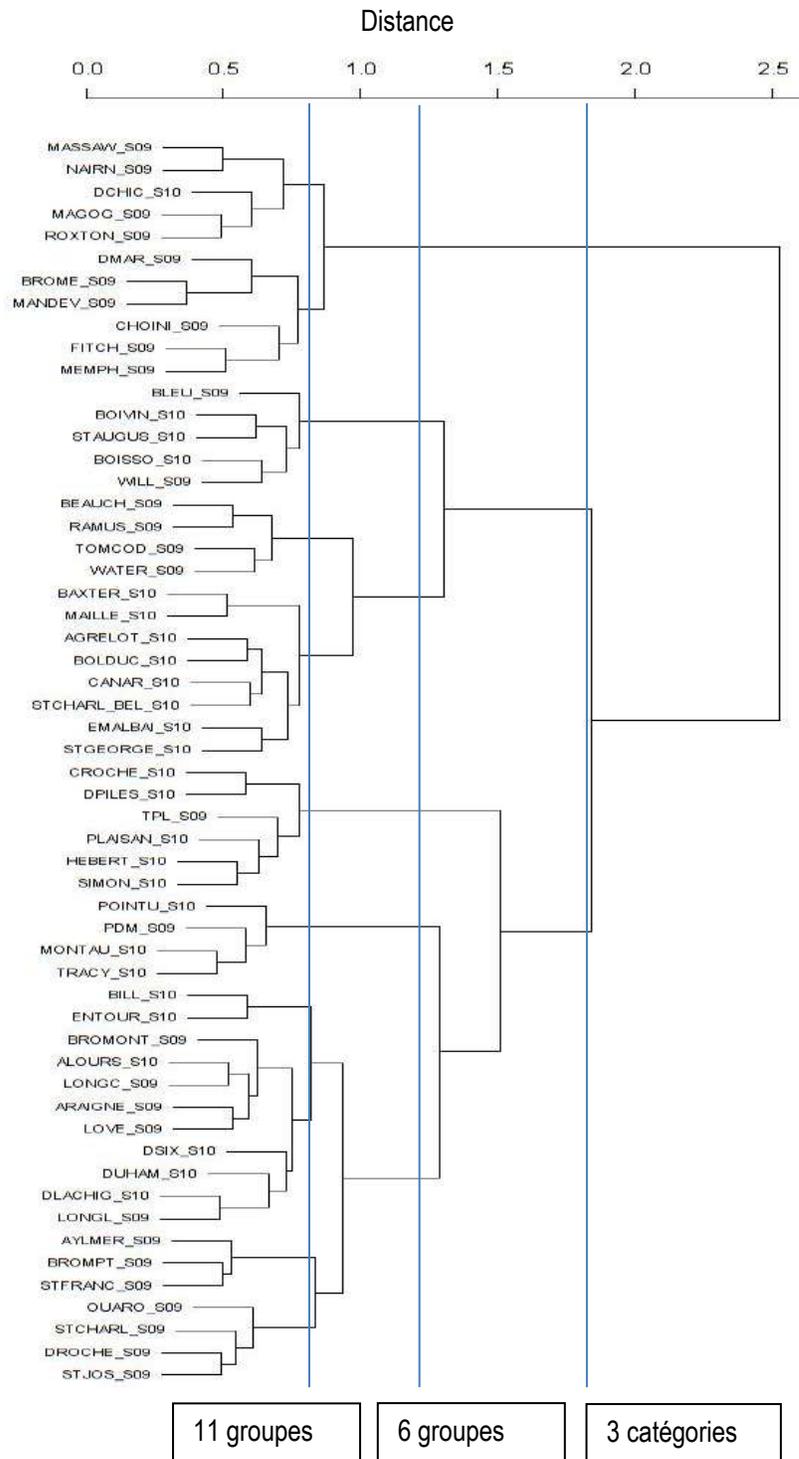


Figure 3.3 : Dendrogramme montrant le groupement des lacs basé sur la composition de leurs assemblages de diatomées provenant des sédiments de surface (type S) et effectué avec la distance de Bray-Curtis.

L'analyse PPMR indique que les trois catégories de lacs montrent peu de ressemblance intragroupe entre leurs assemblages de diatomées ($A = 0,1$; $p = 0,001$). Les groupements hiérarchiques subséquents, soit de six et onze groupes, montrent une meilleure ressemblance intragroupe de leurs assemblages, soit de $A = 0,17$ ($p = 0,001$) et $A = 0,23$ ($p = 0,001$), respectivement. L'illustration de ces groupements dans une ACP présentée à la section suivante a permis de vérifier si les groupes correspondent à des biotypes pouvant être associés à l'état trophique des lacs.

3.3.5.1.2 Analyse en composantes principales

La Figure 3.4 présente les ordinations qui résultent des ACP menées avec les assemblages de type S (Fig. 3.4a) et de type T (Fig. 3.4b). Les pictogrammes de différentes formes représentent les catégories de lacs obtenues avec la méthode de groupement de *Ward*. On constate que les résultats des tests de groupement sont assez similaires pour les deux types de substrats ou habitats. Toutefois, les assemblages T présentent une plus nette distinction entre les lacs oligotrophes (cercle blanc) et les lacs mésotrophes (cercles gris). Par ailleurs, il n'y a que sept assemblages (encadrés) qui ont été classés différemment par le test de groupement, mais dont quatre sont à mi-chemin entre deux catégories. Trois facteurs peuvent expliquer les différences obtenues entre les assemblages des types S et T, soit: 1) la plus grande variabilité des assemblages S (56 lacs), comparativement à celle des assemblages T (48 lacs); 2) l'abondance relative plus élevée des taxa planctoniques dans les assemblages T, comparativement à ceux des assemblages S, et 3) la diversité plus élevée dans le substrat S (511 taxa) que dans le substrat T (401 taxa). Malgré tout, la correspondance est bonne et on obtient sensiblement la même répartition entre les objets du modèle, donc des catégories similaires.

La Figure 3.5 illustre les groupes de lacs par catégorie (séparée par des cercles) et leurs groupes respectifs représentés par des pictogrammes de différentes formes et couleurs. Une forme est associée à une catégorie spécifique. L'ordination 3.5a illustre six groupes et l'ordination 3.5b illustre onze groupes. La progression des couleurs, de bleu à rouge, traduit la progression des assemblages montrant des taxa de plus en plus tolérants à des conditions eutrophes. Cette règle vaut également pour l'augmentation d'un ton pour une même couleur. Le choix des couleurs était basé sur l'autécologie des taxa qui est documentée dans la section suivante. Dans la Figure 3.5 on observe que la progression des couleurs froides vers les couleurs chaudes évolue de gauche à droite et de bas en haut. Ainsi, une différenciation des assemblages entre les groupes s'opère sous l'influence de l'état trophique croissant dans les lacs du jeu de données.

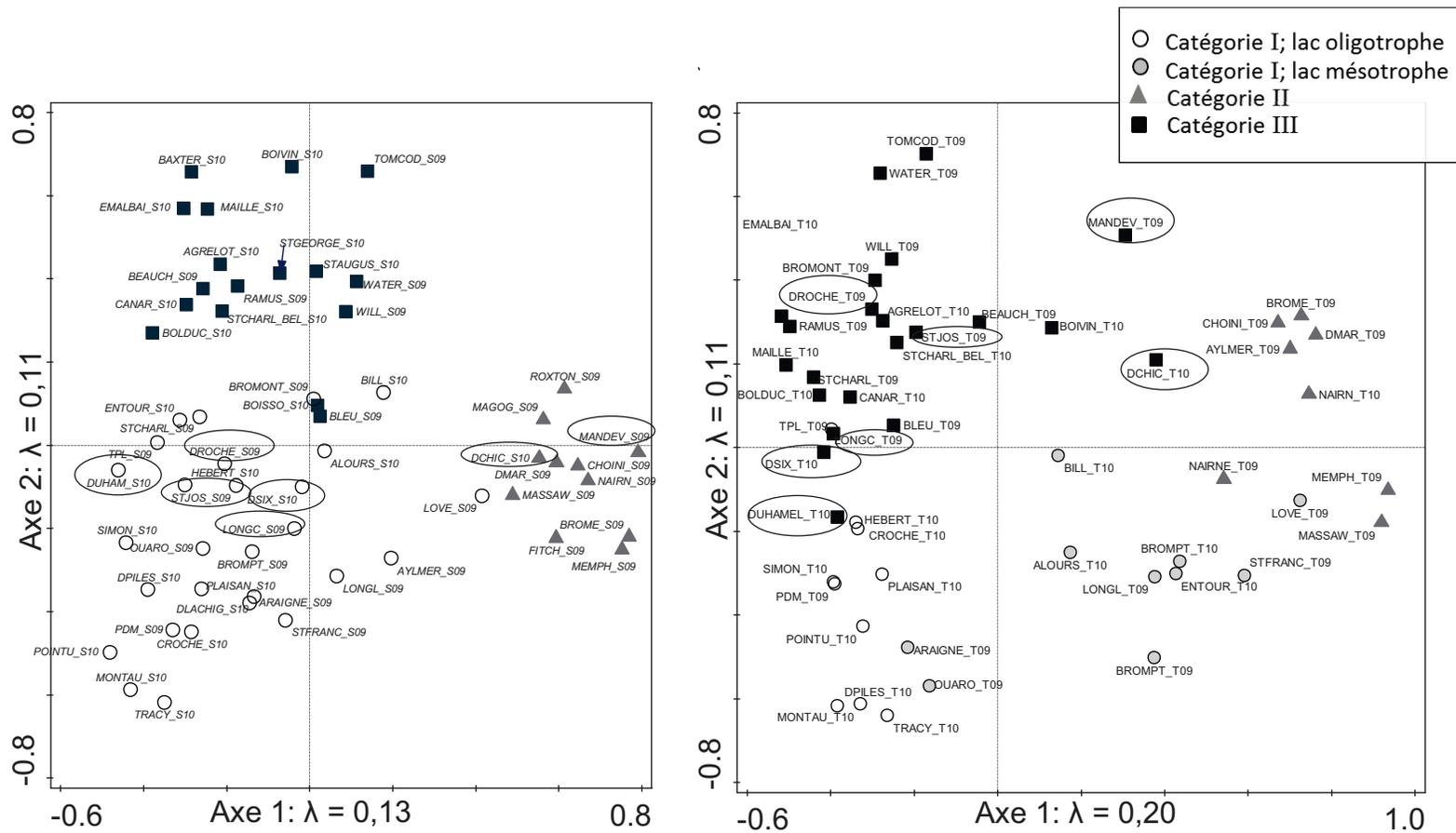


Figure 3.4 : Ordination présentant les résultats de l'ACP effectuée a) avec les assemblages de type S de 56 lacs, b) les assemblages de type T de 53 lacs. Les pictogrammes représentent les différentes catégories de lacs.

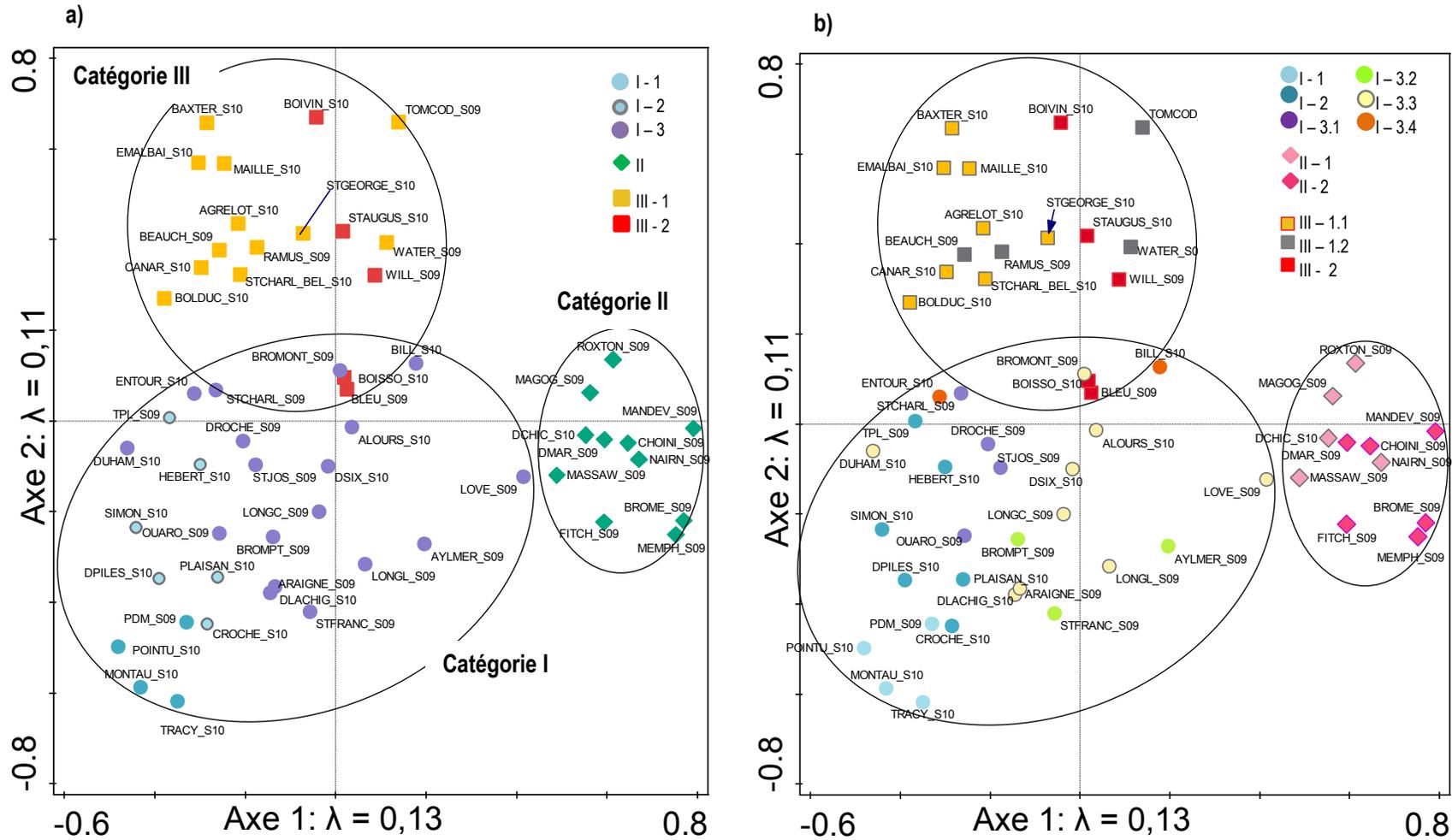


Figure 3.5 : Ordinations présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de type S de 56 lacs. L'ordination (a) présente le niveau hiérarchique séparant les assemblages en six groupes distincts, l'ordination (b) présente le niveau hiérarchique séparant les assemblages en onze groupes distincts.

3.3.5.2 Espèces indicatrices

Le Tableau 3.5 présente les taxa de diatomées indicateurs ($\text{IndVal} \geq 30$; $p \leq 0,05$), identifiés en fonction des trois catégories de lacs (I, II et III) et des six groupes. La description des espèces indicatrices par groupe ne sera pas effectuée de manière systématique pour le niveau hiérarchique subséquent étudié lors du test de groupement, soit celui de onze groupes. La raison étant que certains des groupes parmi les onze ne présentent pas de taxa indicateurs. La différenciation entre ces groupes s'explique plutôt en fonction de l'abondance relative qui tend à s'accroître ou l'inverse (ex. : *Fragilaria crotonensis* dans les lacs alcalins).

Les résultats de l'indice IndVal dépendent de la **spécificité** et de la **fidélité** de l'espèce. Ainsi, le Tableau 3.5 documente le nombre maximal de valves répertorié (nbre de valves / 400 valves énumérées), ainsi que le nombre d'occurrences par groupe pour chaque taxon indicateur. Ces informations permettent de vérifier rapidement si le taxon est une espèce rare ou abondante au sein du groupe et s'il est fidèle à tous les lacs du groupe. Par exemple, *Cyclotella stelligera* est un taxon abondant au sein des assemblages (nbre maximal de valves / 400 = 196) et il est présent dans 26 des 28 lacs qui composent la catégorie I. Un même résultat IndVal pourrait être davantage attribuable à la **spécificité**, **plutôt** qu'à la **fidélité**, et vice versa.

La première catégorie de lacs (I), soit les lacs possédant un habitat pélagique appréciable, des eaux dont le pH varie d'acide à neutre, ainsi que de faibles valeurs d'alcalinité, est dominée par des taxa planctoniques, tels *Cyclotella bodanica* f. *lemanica*, *Cyclotella stelligera*, *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain IIIp et *Aulacoseira tenella*. Le groupe I-1 ne possède qu'un taxon indicateur, soit *Cyclotella ocellata* ($\text{IndVal} = 71\%$; $p = 0,0003$). Ce taxon semble indifférent à des conductivités spécifiques plus élevées, puisqu'il est également abondant dans le lac Duhamel qui présente une conductivité assez importante ($\text{Cond} = 262 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Le groupe I-2 est composé de lacs acides et oligotrophes. Ce groupe présente une flore de diatomées caractéristiques des lacs de faible alcalinité, telle que décrite par Camburn et Charles (2000). Les taxa indicateurs du groupe I-2 sont au nombre de 23, ce qui représente beaucoup de taxa indicateurs, comparativement aux autres sous-catégories de lacs. Les taxa montrant un indice IndVal supérieur à 50% sont : *Aulacoseira lacustris*, *Frustulia pseudomagaliesmontana*, *Aulacoseira perglabra*, *Brachysira brebissonii*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain IV, *Aulacoseira lirata*, *Aulacoseira perglabra* var. *floriniae*, *Encyonema hebridicum*, *Navicula difficillima* et *Neidium affine*. Les taxa du genre *Eunotia* sont également bien présents dans ces lacs acides et de faible alcalinité. Par ailleurs, les lacs du groupe I-3, plus riches en nutriments, étaient souvent dominés par le taxon planctonique *Aulacoseira pusilla* ($\text{IndVal} = 39\%$; $p = 0,0132$) et les assemblages comportaient une abondance relative importante d'*Asterionella formosa*. D'ailleurs, *A. formosa* était une espèce indicatrice de cette catégorie de lacs, lorsque le test IndVal était mené avec les assemblages de type T ($\text{Indval} = 44\%$; $p = 0,0027$).

La deuxième catégorie (II) de lacs, soit des lacs alcalins et dégradés, présente des assemblages fossiles dominés par les taxa planctoniques. Les espèces indicatrices sont *Stephanodiscus minutulus* et *parvus Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis* et *Stephanodiscus medius*. Le taxon *A. granulata* a été répertorié dans les lacs et rivières du Canada et du Connecticut riches en nutriments (Siver et Kling 1997). Le taxon *A. granulata* croît toute la période estivale et apparemment requiert beaucoup de lumière et un brassage important afin de pouvoir se maintenir dans la zone photique (Kilhan et al. 1986). Le taxon *F. crotonensis* est un indicateur des milieux alcalins répertorié dans des conditions mésotrophes à eutrophes et serait indifférent à la conductivité (Lowe 1974). Par contre, Krammer et Lange-Bertalot (2008c) indiquent également que ce taxon a été répertorié dans des milieux riches en électrolytes. Le développement de masse de *F. crotonensis*, dans des réservoirs mésotrophes et eutrophes de l'Europe, aurait engendré jusqu'à 37 millions de cellules par litre au sein des communautés phytoplanctoniques (Krammer et Lange-Bertalot 2008c). *Stephanodiscus medius* est généralement répandu dans les eaux eutrophes (Krammer et Lange-Bertalot 2008c). Ces auteurs ne sont pas catégoriques sur l'autécologie de ce taxon, puisqu'il semble être souvent confondu dans la littérature avec d'autres taxa du même genre.

En résumé, les lacs de la catégorie II sont polymictiques ou dimictiques, mais avec une masse d'eau pélagique appréciable permettant la croissance de masse de *F. crotonensis*. De plus, il est probable que l'épilimnion de ces lacs soit soumis périodiquement à un brassage important par les vents, pour maintenir certains taxa en suspension, tel *A. granulata*.

La troisième catégorie (III) de lacs est principalement constituée de plans d'eau peu profonds et riches en nutriments. Ces milieux aquatiques présentent des herbiers aquatiques bien développés et la masse d'eau pélagique est plutôt restreinte, à l'exception des lacs Boissonneault et William. Par contre, la vitesse d'écoulement de ces derniers est importante. Les lacs de la catégorie III s'apparentent généralement beaucoup plus à des étangs, où certaines espèces benthiques sont très abondantes. Le taxon le plus représentatif de cette catégorie est *Pseudostaurosira brevistriata* (IndVal = 59%, $p < 0,0003$). Ce taxon est très largement répandu dans les rivières et plans d'eau peu profonds, où la masse d'eau est restreinte (Germain 1981). Il forme des colonies rubanées, ce qui fait en sorte que l'abondance relative est souvent importante dans un échantillon, par rapport aux autres taxa. *P. brevistriata* occupe des milieux de conditions trophiques très variables, allant de conditions oligotrophes à eutrophes. et serait oligosaprobe; c'est-à-dire moins tolérant à la présence de matières organiques (Krammer et Lange-Bertalot 2008b). Ainsi, *P. brevistriata* ne représente pas nécessairement un bon indicateur d'état trophique spécifique, puisqu'il est eurytope. Par contre, une progression de son abondance relative a été observée, avec une progression du gradient trophique (chapitre 5). Heureusement, les assemblages des lacs de la catégorie III se subdivisent en deux groupes, dont l'autécologie des taxa semble plus spécifique à l'état trophique du milieu.

Les taxa indicateurs du groupe III-1 sont : *Stausirella pinnata*, *Stausira construens*, *Eolimna minima* et *Navicula pseudoventralis*. Les taxa *S. construens* et *S. pinnata* sont des espèces benthiques (Bradbury 1997). *Stausira construens* serait indifférent à la conductivité et l'alcalinité, mais observé dans des conditions eutrophes (Lowe, 1974). Ce taxon serait tolérant à de petites quantités d'azote organique (Van Dam et al. 1994). *Stausirella pinnata* est classé alcalinophile et eutrophe. Selon Lowe (1974), *S. construens* et *S. pinnata* se développeraient dans des milieux saturés en oxygène; où la pollution organique n'est pas un enjeu pour l'écosystème. *Navicula pseudoventralis* a été observé autant dans les eaux douces, que légèrement saumâtres (< 500 mg·L⁻¹ Cl⁻). Ce taxon est classé alcalinophile, oligosaprobe, oligotrophe à mésotrophe et peut également croître dans des milieux humides (Van Dam et al. 1994). Enfin, *E. minima* est cosmopolite et commun; certaines populations seraient résistantes à la pollution organique, soit des milieux classés entre alpha et beta-mésosaprobies (Krammer et Lange-Bertalot 2008a et 2010). Selon l'indice saprobique (SI) développé pour l'Autriche (Rott et al. 1997), ce taxon alcalinophile serait extrêmement tolérant à la pollution organique.

Les taxa indicateurs du groupe III-2, montrant les plus hauts indices IndVal, sont : *Cyclotella meneghiniana* (IndVal = 89%, $p < 0,0001$) et *Stephanodiscus hantzschii* (IndVal = 70%, $p < 0,0003$). Les autres taxa périphytiques et indicateurs sont : *Nitzschia archibaldii*, *Nitzschia inconspicua*, *Hippodonta capitata*, *Gomphonema parvulum*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta* et *Navicula viridula*. L'autécologie de *C. meneghiniana* et *S. hantzschii* confirme que ce groupe de lacs est le plus dégradé de la catégorie III. *C. meneghiniana* est considéré, à la fois, comme une forme planctonique et benthique, mais selon Krammer et Lange-Bertalot (2008a), il serait rarement planctonique et plutôt de forme littorale. Ce taxon a été fréquemment observé sur les macrophytes des milieux littoraux (Germain 1981). *Cyclotella meneghiniana* est commun dans les étangs, fossés, rivières et lacs eutrophes, en particulier dans les zones côtières de l'Europe; il préfère les eaux saumâtres; c'est un taxon considéré halophile (Krammer et Lange-Bertalot 2008a) ou euryhalin (Germain 1981). Le taxon *S. hantzschii* est un taxon commun dans le plancton des plans d'eau eutrophes, où il devient généralement dominant au sein de la communauté de diatomées. Il est également euryhalin (Germain 1981). *Stephanodiscus hantzschii* est souvent cité comme un taxon indicateur de pollution, mais aussi comme un taxon qui tolère de hautes teneurs en électrolytes et particulièrement en chlorure (Krammer et Lange-Bertalot 2008b). *Nitzschia inconspicua* est une espèce maintenant commune surtout dans les eaux dégradées et parfois saumâtres (Germain 1981). *Nitzschia archibaldii* a une répartition cosmopolite et a été observée dans des milieux circumneutres présentant des conditions moyennement élevées en électrolytes. Ce taxon serait également associé à la structure des tapis de cyanobactéries (Krammer et Lange-Bertalot 2008b). Selon les observations de Coste et Ricard (1980), *N. archibaldii* serait tolérant aux métaux lourds, tels le plomb et le zinc. *Gomphonema parvulum* est l'une des diatomées les plus courantes et les plus

répandues. Elle présente habituellement un développement de masse dans les eaux où la pollution organique est présente, soit des conditions variant d'alpha-mésosaprobies à moyennement polysaprobies (Krammer et Lange-Bertalot 2008a et 2010). L'analyse des assemblages périphytiques de cette étude est en accord avec ce constat; *Gomphonema parvulum* étant l'espèce dominante sur la bouée du lac Saint-Charles (Bellechasse). Ce lac est hypereutrophe et présente des concentrations en matières en suspension et carbone inorganique parmi les plus élevées du jeu de données. Le taxon *Cocconeis placentula* var. *euglypta* est un taxon eurymyalin (Germain 1981). Selon les indices européens TDI et TI (Kelly et Whitton 1995; Coring et al. 1999; Rott et al. 1999), ce taxon alcalinophile est indicateur de milieux eutrophes et de conditions beta-mésosaprobies. *Navicula viridula* ne serait pas un taxon très fréquent, bien qu'il soit de répartition cosmopolite. Il a été observé dans les ruisseaux permanents, sur les pierres ou les macrophytes (Germain 1981; Krammer et Lange-Bertalot 2008a et 2010). La tolérance à la pollution organique de *N. viridula* se situerait entre la classe alpha et beta-mésosaprobe, ou un peu au-delà (Krammer et Lange-Bertalot 1997). Enfin, *Hippodonta capitata* est un taxon documenté dans plusieurs indices européens. Globalement, ce taxon serait polytrophe, moyennement tolérant à la pollution organique et répertorié dans des milieux d'eau douce à saumâtre.

En résumé, il apparaît que la séparation des catégories de lacs s'est opérée selon trois facteurs : 1) le pH et l'alcalinité de la colonne d'eau; 2) la charge en pollution inorganique (nutriments); et 3) la morphométrie des lacs qui engendre une importance relative, différente entre les habitats pélagiques et benthiques. Ainsi, ce niveau hiérarchique de subdivision n'est pas uniquement attribuable à la teneur en PT dans les plans d'eau. Toutefois, l'autécologie des espèces indicatrices des groupes au sein d'une catégorie de lacs semble traduire l'enrichissement progressif des polluants. Par ailleurs, bien que des espèces indicatrices permettent de définir des catégories et la plupart des sous-catégories (ou groupes), il apparaît essentiel de tenir compte également de l'abondance relative des espèces au sein d'une catégorie, pour définir l'état trophique des lacs. Citons en exemple les deux groupements de la catégorie II, soit les lacs alcalins de notre jeu de données. La prochaine section traitera du lien entre les groupements et le gradient trophique des lacs afin de raffiner l'interprétation des résultats.

Tableau 3.5 : Taxa de diatomées fossiles de surface (S) les plus indicateurs selon les catégories de lacs et leurs groupes (6). Noter que les catégories sont séparées par une ligne.

	Code	Taxon	Auteur(s)	Catégorie et groupe	IndVal = 100*(A*B)	p-value	Occurrence par groupe (B)	Abondance maximale/ 400 valves
1	CSTE	<i>Cyclotella stelligera</i>	Cleve et Grunow (in Van Heurck) 1882	I	59%	0,0001	26/28	194
2	CBOL	<i>Cyclotella bodanica f. lemanica</i>	(O. Müller dans Schröter) Bachmann 1903	I	57%	0,0006	24/28	105
3	PSAT	<i>Psammothidium subatomoides</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova & Round 1996	I	52%	0,0008	22/28	17
4	EUNO	<i>EUNOTIA spp.</i>		I	44%	0,0121	19/28	53
5	TFLO3P	<i>Tabellaria flocculosa var. flocculosa Strain IIIp</i>	(Roth) Kützing 1844	I	42%	0,0233	23/28	147
6	AUTE	<i>Aulacoseira tenella</i>	(Nygaard) Simonsen	I	40%	0,0218	20/28	79
7	COCE	<i>Cyclotella ocellata</i>	Pantocsek 1901	I - 1	71%	0,0003	4/4	74
8	AULA	<i>Aulacoseira lacustris</i>	(Grunow) Krammer 1990	I - 2	67%	0,0004	5/6	4
9	FPSM	<i>Frustulia pseudomagaliessmontana</i>	K.E. Camburn & D.F. Charles (2000)	I - 2	67%	0,0004	4/6	6
10	AUPE	<i>Aulacoseira perglabra</i>	(Oestrup) Haworth 1988	I - 2	63%	0,0005	6/6	29
11	BBRE	<i>Brachysira brebissonii</i>	Ross in Hartley 1986	I - 2	63%	0,0001	6/6	19
12	CHME	<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	(Krasske) L-B & Krammer in L-B & Metzeltin 1996	I - 2	59%	0,0008	5/6	5
13	TFLOS4	<i>Tabellaria flocculosa var. flocculosa Strain IV^b</i>	(Roth) Kützing 1844	I - 2	58%	0,0002	6/6	20
14	ALIR	<i>Aulacoseira lirata</i>	(Ehrenberg) Ross 1986	I - 2	56%	0,0009	5/6	20
15	AUFL	<i>Aulacoseira perglabra var. floriniae</i>	(Oestrup) Haworth 1988	I - 2	56%	0,0001	6/6	30
16	ENHE	<i>Encyonema hebridicum^a</i>	Grunow ex Cleve	I - 2	50%	0,0014	3/6	6
17	NDIF	<i>Navicula difficillima^a</i>	Hustedt 1950	I - 2	50%	0,0010	3/6	4
18	NEAF	<i>Neidium affine</i>	(Ehrenberg) Pfitzer 1891 sensu lato	I - 2	47%	0,0022	3/6	6
19	CHBE	<i>Chamaepinnularia begeri^a</i>	(Krasske) Lange-Bertalot in L-B & Metzeltin 1996	I - 2	33%	0,0228	2/6	2
20	CHSO	<i>Chamaepinnularia soehrensii^a</i>	(Krasske) Lange-Bertalot & Krammer	I - 2	33%	0,0202	2/6	3
21	CPER	<i>Cymbella perpusilla^a</i>	A. Cleve	I - 2	33%	0,0198	2/6	3
22	EBID	<i>Eunotia bidentula^a</i>	W. Smith 1856	I - 2	33%	0,0202	2/6	2
23	ENYM	<i>Eunotia nymmanniana^a</i>	Grunow in Van Heurck 1881	I - 2	33%	0,0217	2/6	1
24	EPTR	<i>Eunotia paludosa var. trinacria^a</i>	(Krasske) Norpel & Alles in Alles, Norpel & Lange-Bertalot 19	I - 2	33%	0,0207	2/6	1
25	ERSA	<i>Eunotia rhynchocephala var. satelles^a</i>	Nörpel & Lange-Bertalot 1991	I - 2	33%	0,0202	2/6	3
26	FLAT	<i>Fragilaria lata^a</i>	(Cleve-Euler) Renberg 1977	I - 2	33%	0,0202	2/6	4
27	GKRI	<i>Geissleria kriegei^a</i>	(Krasske) Lange-Bertalot & Metzeltin 1996	I - 2	33%	0,0199	2/6	1
28	NHIT	<i>Neidium hitchcockii^a</i>	(Ehrenberg) Cleve 1894	I - 2	33%	0,0209	2/6	1
29	SEHE	<i>Semiorbis hemicyclus^a</i>	(Ehrenberg) Patrick in Patrick & Reimer 1966	I - 2	33%	0,0223	2/6	1
30	AUDS	<i>Aulacoseira distans var. septentrionalis^a</i>	Camburn et Charles 2000	I - 2	30%	0,0299	2/6	18
31	AUPU	<i>Aulacoseira pusilla^b</i>	(Meister) A. Tuji & A. Houki 2004	I - 3	39%	0,0132	8/18	61
1	SMIPAR	<i>Stephanodiscus minutulus et parvus^c</i>	(Kützing) Cleve & Moller 1882 / Stoermer & Håkansson 1984	II	38%	0,0046	7/11	20
2	FCVA	<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae^d</i>	(Kützing) Lange-Bertalot 1980	II	35%	0,0032	5/11	11
3	FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	Kitton 1869	II	75%	0,0001	11/11	211
4	AUGA	<i>Aulacoseira granulata</i>	(Ehrenberg) Simonsen 1979	II	47%	0,0038	8/11	49
5	SMED	<i>Stephanodiscus medius</i>	Håkansson 1986	II	32%	0,0347	4/11	31
6	AAMB	<i>Aulacoseira ambigua^e</i>	(Grunow) Simonsen 1979	II	30%	0,0295	10/11	225
1	PSBR	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	(Grunow in Van Heurck) Williams & Round 1987	III	59%	0,0003	15/17	155
2	SPIN	<i>Staurosirella pinnata^f</i>	(Ehrenberg) Williams et Round 1987	III - 1	44%	0,0001	11/12	111
3	SCON	<i>Staurosira construens^g</i>	Ehrenberg 1843	III - 1	43%	0,0075	9/12	62
4	EOMI	<i>Eolimna minima</i>	(Grunow) Lange-Bertalot 1998	III - 1	38%	0,0123	9/12	22
5	NPVE	<i>Navicula pseudoventralis^a</i>	Hustedt 1936	III - 1	33%	0,0236	4/12	4
6	CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cleve et Grunow 1882	III - 2	89%	0,0001	5/5	28
7	SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Grunow (in Cleve & Grunow)	III - 2	70%	0,0003	4/5	176
8	NITZSP	<i>NITZSCHIA spp.</i>		III - 2	55%	0,0005	5/5	34
9	NIAR	<i>Nitzschia archibaldii</i>	Lange-Bertalot 1980	III - 2	49%	0,0015	3/5	6
10	HCAP	<i>Hippodonta capitata</i>	(Ehrenberg) Lange-Bertalot et al. 1996	III - 2	46%	0,0055	3/5	5
11	GPAP	<i>Gomphonema parvulum^g</i>	(Kützing) Van Heurck 1880	III - 2	44%	0,0038	3/5	5
12	CPLP	<i>Cocconeis placentula var. euelypta^g</i>	(Ehrenberg) Grunow 1884	III - 2	41%	0,0098	4/5	5
13	NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i>	Grunow 1862	III - 2	32%	0,0229	2/5	6
14	NVIR	<i>Navicula viridula</i>	(Kützing) Ehrenberg 1838	III - 2	32%	0,0316	2/5	4

^a Exclusif à ce groupe.

^b Présent aussi dans le lac des Six (dystrophique).

^c Présent aussi dans 4 lacs plutôt alcalins de la catégorie III (Bleu, Bolduc, Tomcod et William).

^d Maximum d'abondance dans ce groupe, mais occurrence dans les autres groupes (Aylmer, Bromont et Waterloo).

^e Maximum d'abondance dans ce groupe, mais occurrence dans les autres groupes. Généralement absent dans les lacs oligotrophes de la catégorie I, le lac Croche est une exception.

^f Absent dans les lacs de catégorie II.

^g Maximum d'abondance dans ce groupe, mais occurrence dans plusieurs groupes.

^h Une seule occurrence dans un autre groupe de la catégorie III (lac aux Grelots).

3.3.5.3 . Groupements des lacs et gradient de pollution

Assemblages de type S

Le lien entre les groupements d'assemblages de diatomées et la charge en polluants dans le milieu a été étudié. Pour ce faire, une ACR a été menée avec les six variables significatives obtenues lors du test pas-à-pas (pH_PHOTIC, PT, Fe, CARBO, GNEISS et Strahler) et les assemblages de type S des 56 lacs. La Figure 3.6a permet de visualiser la répartition des assemblages par catégorie (3) de lacs, alors que la Figure 3.6b illustre la répartition des assemblages et leur groupement respectif en fonction des onze groupes obtenus avec le test de groupement de Ward (section 3.4.5.1). Ainsi, les résultats représentés par les pictogrammes sont indépendants de la distribution des assemblages (ou lacs) sur l'ACR. Les trois catégories de lacs montrent une répartition le long de l'axe 1 qui représente la variation des concentrations en PT dans la colonne d'eau. Des repaires trophiques ont été ajoutés sur l'axe 1 afin de faciliter l'interprétation des résultats. Ainsi, l'extrémité gauche du gradient représente les conditions ultra-oligotrophes. À l'inverse, l'extrémité droite représente des conditions hypereutrophes, alors que l'intersection de l'axe 3 avec l'axe 1 représente des conditions mésotrophes.

Les lacs de la catégorie I (cercle blanc) sont répartis sur le gradient de l'axe 1, entre des conditions ultra-oligotrophes à mésotrophes. Les lacs de la catégorie II (losange gris) sont distribués entre des conditions mésotrophes et hypereutrophes. Finalement, les lacs de la catégorie III (carré noir) sont répartis de part et d'autre des conditions mésotrophes, allant de conditions oligotrophes à hypereutrophes. L'ordination « b » illustre, à l'aide de ses pictogrammes de formes (catégories) et de couleurs (groupes) différentes, la distribution des assemblages le long de l'axe 1 (ou gradient de PT). Les lacs de la catégorie I sont subdivisés en six groupes. Les groupes se succèdent de gauche à droite et le groupe le plus à droite comprend les lacs Entouré et Bill. La valeur moyenne des concentrations de PT mesurées dans l'épilimnion de ces lacs était respectivement de 8 et 16 $\mu\text{g. L}^{-1}$, cette dernière valeur est effectivement la plus élevée de la catégorie I. Le lac Entouré est un très petit lac (0,03 km²), profond (12 m) et de forme conique. L'hypolimnion était anoxique pendant la période de stratification. Ainsi, il est possible qu'une source importante de phosphore provienne des sédiments lors du brassage automnal. Ainsi, les concentrations de phosphore mesurées dans l'épilimnion pendant l'été pourraient faire en sorte que l'on sous-estime l'état trophique du lac Entouré.

Les deux groupes de lacs de la catégorie II ne présentent pas de hiérarchisation le long de l'axe 1, mais plutôt le long de l'axe 2. Comme nous l'avons constaté précédemment, ces groupes ne se différencient pas à l'aide d'espèces indicatrices, mais principalement en fonction de l'abondance relative de *F. crotonensis* qui s'accroît dans les assemblages.

Les groupes de lacs de la catégorie III s'organisent également le long de l'axe 1 et selon deux patrons différents. Les lacs du groupe III-1.1 (carré jaune) sont moins alcalins que les lacs du groupe III-2 (carré rouge) et, en général, moins dégradés. Toutefois, certains lacs du groupe III-1.1 montrent des teneurs en PT aussi élevées que les lacs du groupe III-2. Par exemple, le lac Saint-Charles (Bellechasse) avait une teneur moyenne en PT de $173 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, soit une concentration comparable à celle du lac Tomcod ($170 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), appartenant au groupe III-1.2 et à celle du lac Bleu ($156 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), appartenant au groupe III-2. Par ailleurs, les lacs du groupe III-1.2 (carré noir) ne sont pas regroupés sur l'ordination et ils sont répartis tout au long de l'axe 1. Ainsi, les assemblages de type S de ce groupe ne donnent pas d'information à l'égard de l'état trophique de la colonne d'eau. Ces lacs sont Beauchamps, Rat-Musqué, Tomcod et Waterloo. Les espèces indicatrices de ce groupe (III-1.2) sont *Staurosirella pinnata* var. *intercedens* (IndVal = 50%; $p = 0,0163$), *Sellaphora ventraloconfusa* (IndVal = 43%; $p = 0,0107$), *Staurosira construens* var. *venter* (IndVal = 38%; $p = 0,0007$), *Staurosira construens* (IndVal = 36%; $p = 0,0122$) et *Aulacoseira humilis* (IndVal = 32%; $p = 0,0386$). *Aulacoseira humilis* a été répertorié dans plusieurs lacs du Bouclier canadien de faible conductivité et est considéré comme un taxon rare (Siver et Kling 1997). *Sellaphora ventraloconfusa* est généralement considéré comme un taxon indicateur de conditions oligosaprobies et oligotrophes et a été répertorié dans des milieux de faible conductivité de l'hémisphère nord (Krammer et Lange-Bertalot 2004). Enfin, *Staurosira construens* var. *venter* était un taxon communément répertorié dans les sédiments des lacs acides et de faible alcalinité, localisés dans la chaîne de montagnes Adirondack du nord-est des États-Unis (Hamilton et al. 1992). De toute évidence, les assemblages de type S de ces lacs ne sont pas en accord avec leur état trophique et leurs propriétés chimiques; étant alcalins, très riches en PT et montrant une bonne teneur en électrolytes. Comme l'ensemble des préférences écologiques de ces taxa indicateurs converge vers un même signal écologique, il est raisonnable d'émettre l'hypothèse que l'assemblage S de ces plans d'eau répond à l'influence d'autres variables que les concentrations en phosphore dans la colonne d'eau. Cette influence ferait en sorte de brouiller le signal en lien avec la teneur en PT dans la colonne d'eau. Afin de réduire cette influence nous avons procédé à l'analyse des assemblages de type B. Ces assemblages sont constitués uniquement d'espèces qui se sont développées dans l'épilimnion des lacs. Ainsi, cette analyse nous a permis de vérifier si les assemblages de type B sont en mesure de résoudre le problème d'interférence mentionné ci-dessus et représenter une communauté d'indicateurs trophiques plus performants pour cette catégorie de lacs

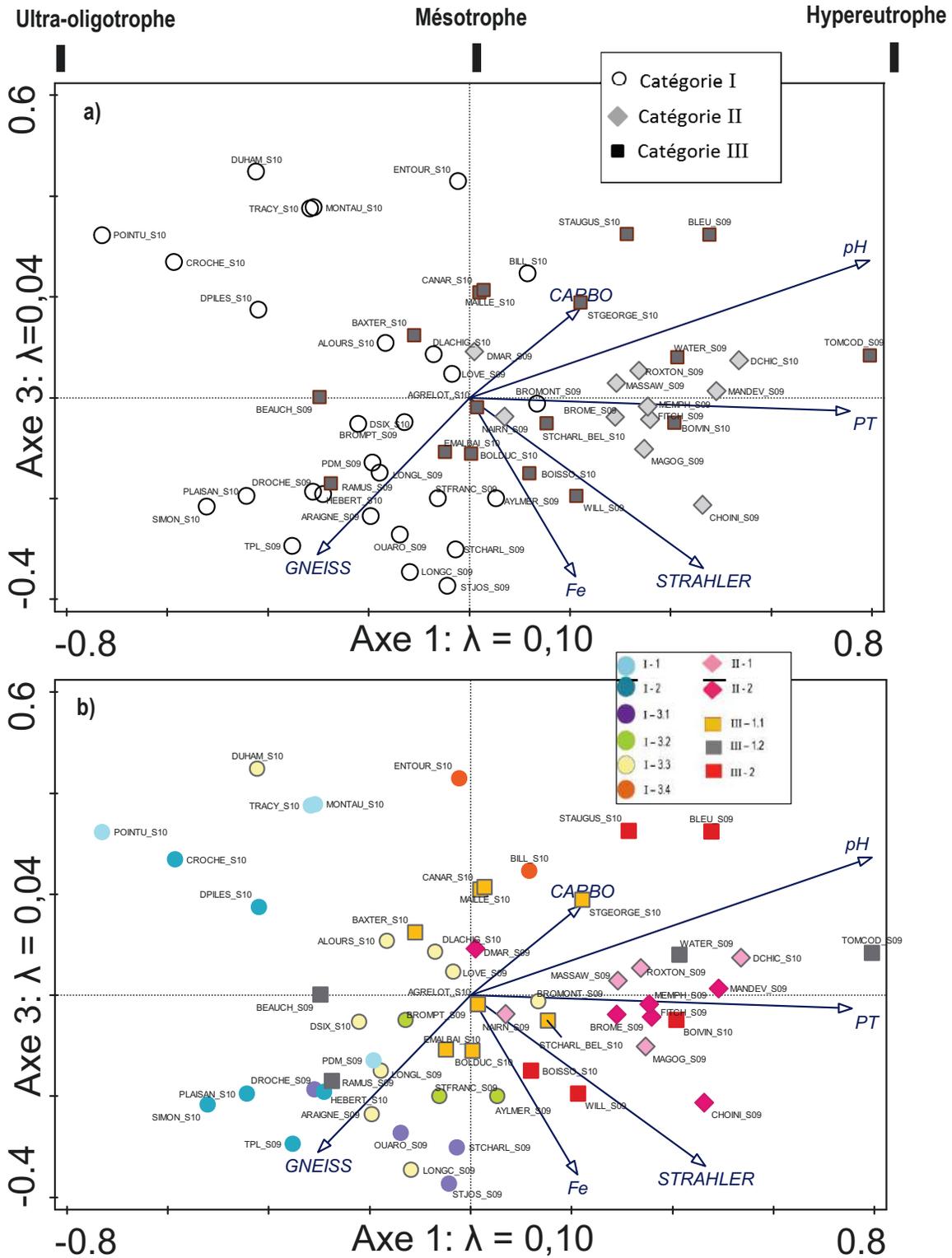


Figure 3.6 : Ordinations présentant les résultats de l'ACR effectuée avec les assemblages de type S des 56 lacs groupés en trois catégories (a) et séparés en onze groupes (b)

Analyse des assemblages de type B

ACP

La Figure 3.7 présente les ordinations résultant de l'ACP menée avec les assemblages de type B de 53 lacs. L'ordination « a » représente la distribution des lacs par rapport à la distance mutuelle entre leur assemblage, alors que les pictogrammes illustrent les trois catégories de lacs définies à l'aide d'un test de groupement effectué selon la méthode de variance minimum de Ward. L'ordination « b » représente les 30 taxa les plus représentatifs de la variabilité. Le Tableau 3.6 présente les lacs associés à chacun des neuf groupes.

Tableau 3.6 : Regroupements des assemblages diatomifères des bouées selon la méthode de variance minimum de Ward.

Groupe	Lacs
I - 1	Aux Araignées, Croche, Long (Charlevoix), Ouareau, Tracy, Saint-Charles (Québec) et Simon
I - 2	Hébert, Pied-des-Mont, Plaisant, Pointu, Trois-Petits-Lac et Saint-François
I - 3	Beauchamps, Brompton, Des Roches, Long (Lanaudière), Lovering, Memphrémagog, Nairne, Rat-Musqué et Saint-Joseph
II - 1	À l'Ours, Boissonneault, des Piles et des Six
II - 2	Aylmer, Baxter, Bromont, Des Chicots, Duhamel, Maillé et Montaubois
II - 3	Aux Grelots, aux Canards, Bill, Bolduc, de l'Achigan, Entouré, Étang Malbaie et Massawippi
III - 1	Brome, Choinière, Saint-Charles (Bellechasse) et William
III - 2	Boivin, Desmarais, Mandeville et Roxton
III - 3	Bleu, Tomcod, Saint-Augustin et Waterloo

Le Tableau 3.7 présente les valeurs de PT, de pH, d'alcalinité et de conductivité associées à chacune des catégories de lacs regroupées en fonction de leurs assemblages diatomifères. Ces données représentent la valeur moyenne (n = 3) mesurée dans l'épilimnion des lacs (chapitre 2). Une séparation nette, entre l'intervalle des valeurs de PT des catégories I et III, est observée. Par contre, les valeurs des autres paramètres se chevauchent, alors que les valeurs moyennes de pH, d'alcalinité et de conductivité s'accroissent systématiquement en passant d'une catégorie à l'autre (I, II et III). Ainsi, la disponibilité des éléments essentiels à la croissance des diatomées dans la colonne d'eau, tel le PT, influence davantage la communauté de diatomées de cet habitat (Tableau 3.3). De plus, les conditions d'illumination et la pression engendrée par le broutage du zooplancton sont certainement des facteurs qui influencent les communautés sur la bouée. Toutefois, ces derniers paramètres non pas été étudiés lors de nos travaux.

Les assemblages de la catégorie I (Fig. 3.7; cercles) sont issus de lacs aux propriétés limnologiques très variables, présentant les conditions les plus oligotrophes de l'épilimnion et la moyenne des valeurs d'alcalinité et de conductivité la moins élevée.

Les taxa qui ont montré la meilleure correspondance entre leur abondance et la distribution des lacs de la catégorie I (voir les vecteurs espèces; ordination b) sont : *Aulacoseira distans* complexe (audi), *Aulacoseira tenella* (aute), *Brachysira microcephala* (bmic), *Brachysira procera* (bpro), *Brachysira styriaca* (bsty), *Eunotia subarcuatoidea* (esub), *Fragilaria exigua* (fexi), *Frustulia crassinervia* (fcrs), *Frustulia pseudomagaliesmontana* (fpsm), *Frustulia saxonica* (fsax), *Psammothidium scoticum* (psct), *Tabellaria flocculosa* (tflo), *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain III (tflos3), *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain IIIp (tflo3p), *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain IV (tflos4) et *Tabellaria fenestrata* (tfen).

Les assemblages de la catégorie II (Fig. 3.7; triangles) sont issus de lacs montrant une concentration moyenne plus importante en PT, électrolytes et CaCO₃, que les eaux des lacs de la catégorie I. Les taxa les plus étroitement associés à cette catégorie sont : *Encyonopsis microcephala* et *Achnanthyidium minutissimum*.

Les assemblages de la catégorie III (Fig. 3.7; carrés) regroupent des lacs eutrophes et hypereutrophes, qu'ils soient acides (ex. : lac Saint-Charles (Bellechasse)) ou très alcalins (ex. : lac Saint-Augustin). Les taxa qui ont été observés sur les bouées du groupe III, et qui montraient une bonne correspondance entre leur abondance et la distribution des lacs, sont : *Aulacoseira granulata* (auga), *Epithemia sorex* (esor), *Epithemia adnata* (eadn), *Fragilaria capucina* (fcap), *Navicula cryptotenella* (ncte), *Navicula cryptotenelloides* (ncto), *Pinnularia gibba* (pgib), *Stephanodiscus niagarae* (snig) et *Ulnaria acus* (fuac). Les taxa du genre *Epithemia* étaient associés aux algues filamenteuses.

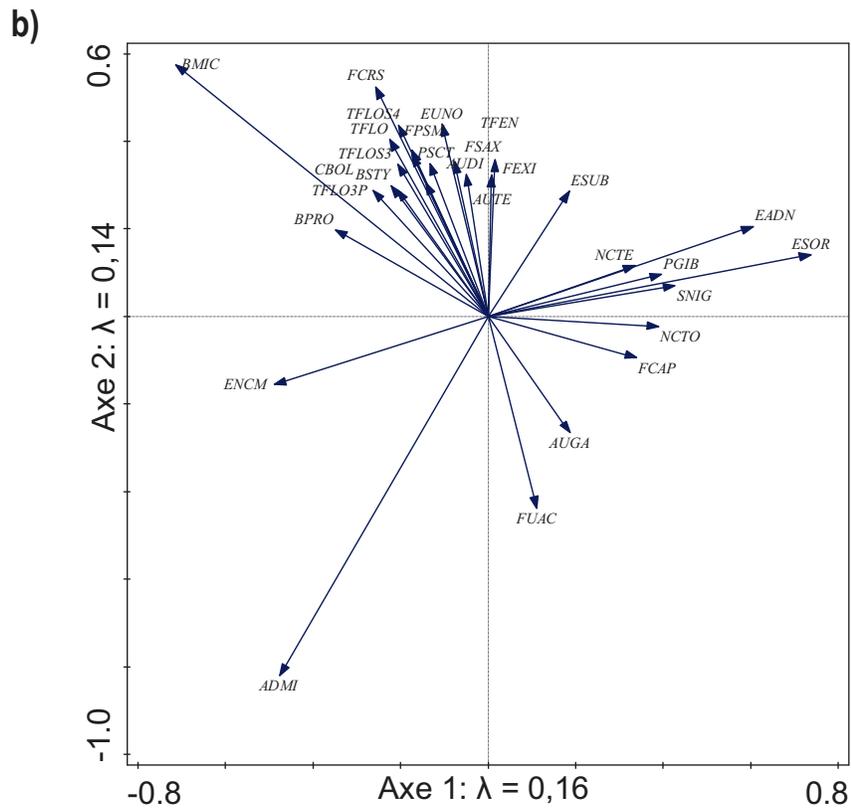
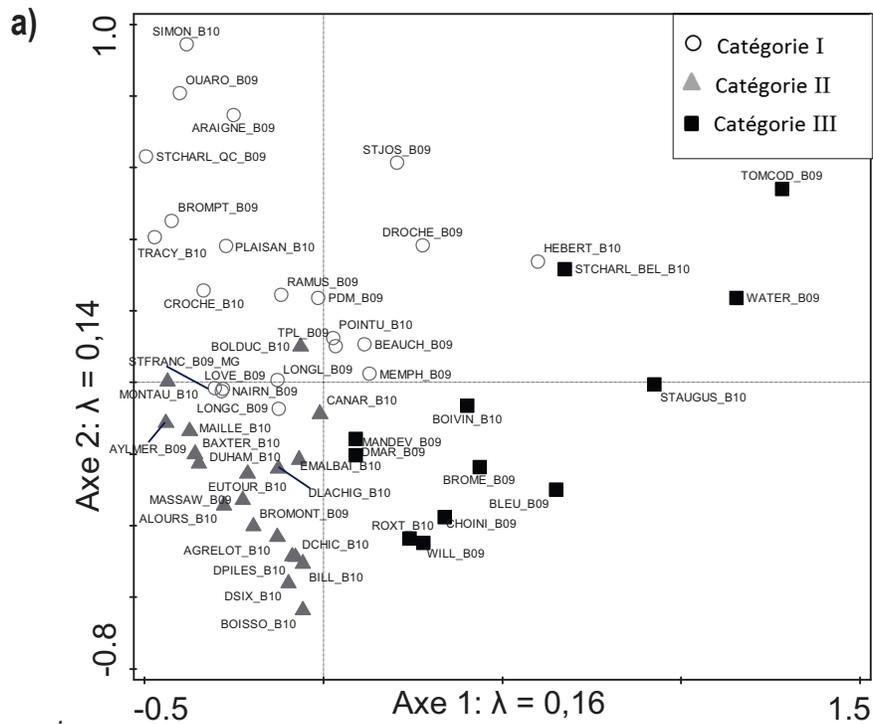


Figure 3.7 : ACP effectuée avec les assemblages de type B de 53 lacs : a) distributions des lacs et b) vecteurs représentant les 30 taxa montrant les meilleures correspondances en fonction de la distribution des assemblages.

Tableau 3.7 : Caractéristiques limnologiques de l'épilimnion des lacs en fonction de leur regroupement.

Variable	Groupe	Intervalle des valeurs moyennes mesuré	Moyenne et écart-type
Phosphore total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	I	0,9 à 11,3	$5,9 \pm 3,0$
	II	1,1 à 28,6	$12,3 \pm 8,2$
	III	12,7 à 173,3	$68,8 \pm 61,3$
pH	I	6,4 à 8,3	$7,2 \pm 0,5$
	II	7,2 à 9,4	$7,9 \pm 0,5$
	III	7,7 à 9,5	$8,5 \pm 0,6$
Alcalinité ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	I	1,8 à 56,0	$15,8 \pm 14,3$
	II	5,0 à 97,0	$25,3 \pm 20,6$
	III	6,8 à 114,7	$51,6 \pm 29,6$
Conductivité ($\mu\text{gS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	I	11,0 à 145,1	$52,2 \pm 35,7$
	II	33,2 à 299,8	$101,1 \pm 78,0$
	III	46,9 à 712,4	$212,1 \pm 202,4$

ACR

La Figure 3.8 présente les résultats de l'ACR menée avec les quatre variables environnementales qui expliquent, de manière significative, la variabilité des assemblages de type B des 53 lacs (section 3.4.4). Ces variables sont le phosphore total (PT), l'azote inorganique total (NTi), le calcium dissous (Ca) et la présence, en termes de pourcentage de surface sur le bassin versant, d'un socle rocheux composé de gneiss et paragneiss (Gneiss). Les pictogrammes représentent les huit groupements obtenus à l'aide du test de groupement de *Ward*. Les vecteurs du PT et NTi sont davantage corrélés avec l'axe 1 de l'ordination, alors

que les vecteurs des variables GNEISS et Ca sont situés à mi-chemin entre l'axe 1 et 2. Ces dernières variables représentent respectivement le gradient de pH et d'alcalinité des lacs. Les lacs montrant une alcalinité plus importante sont en haut de l'axe 1, tandis que les lacs aux propriétés acides et de faible alcalinité sont à l'extrémité opposée. Les lacs les moins riches en PT et NTi sont à gauche de l'axe 2 et l'inverse est vrai, en ce qui a trait aux lacs les plus riches en nutriments. De plus, les lacs présentant les plus hautes teneurs en électrolytes (par ex. Bill, Bleu, Brome, Duhamel, Maillé, Saint-Augustin et William) sont au-dessus de l'axe 1. La progression des couleurs des pictogrammes va de bleu (oligotrophe) à rouge (hypereutrophe) et est basée sur l'autécologie des espèces qui illustre un alignement des groupements le long du gradient trophique (axe 1). La répartition des lacs d'un même groupement le long de l'axe 2 montre également que les lacs subissent l'influence d'un gradient de conductivité spécifique et d'alcalinité. Cette influence sur les communautés de diatomées n'est pas négligeable et implique qu'il est peu réaliste d'isoler uniquement l'influence des nutriments pour développer un indice biologique trophique.

Le Figure 3.8 présente les espèces indicatrices par catégorie et groupes respectifs. La catégorie I est composée de trois groupes. Le groupe I-1 est constitué des assemblages des lacs présentant des concentrations de PT épilimniques classées oligotrophes ($4-10 \mu\text{g.L}^{-1}$). Ces lacs sont de grand volume ou présentent un taux de renouvellement important (ex. lac Saint-Charles (Québec)). Les espèces indicatrices répertoriées sur les bouées de ces lacs sont *Brachysira microcephala* et *Frustulia crassinervia*. Le groupe I-2 est constitué de lacs dont les concentrations de PT de l'épilimnion variaient entre 1 et $8 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les taxa indicateurs de ce groupe sont : *Eunotia subarcuatoidea*, *Eunotia curvata* f. *bergii*, *Frustulia saxonica*, *Nitzschia gracilis*, *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain III, *Tabellaria flocculosa* var. *flocculosa* Strain IV et *Stenopterobia densestriata*. Ces taxa sont associés à la flore des lacs acides, peu productifs et de faible alcalinité, décrite par Camburn et Charles (2000).

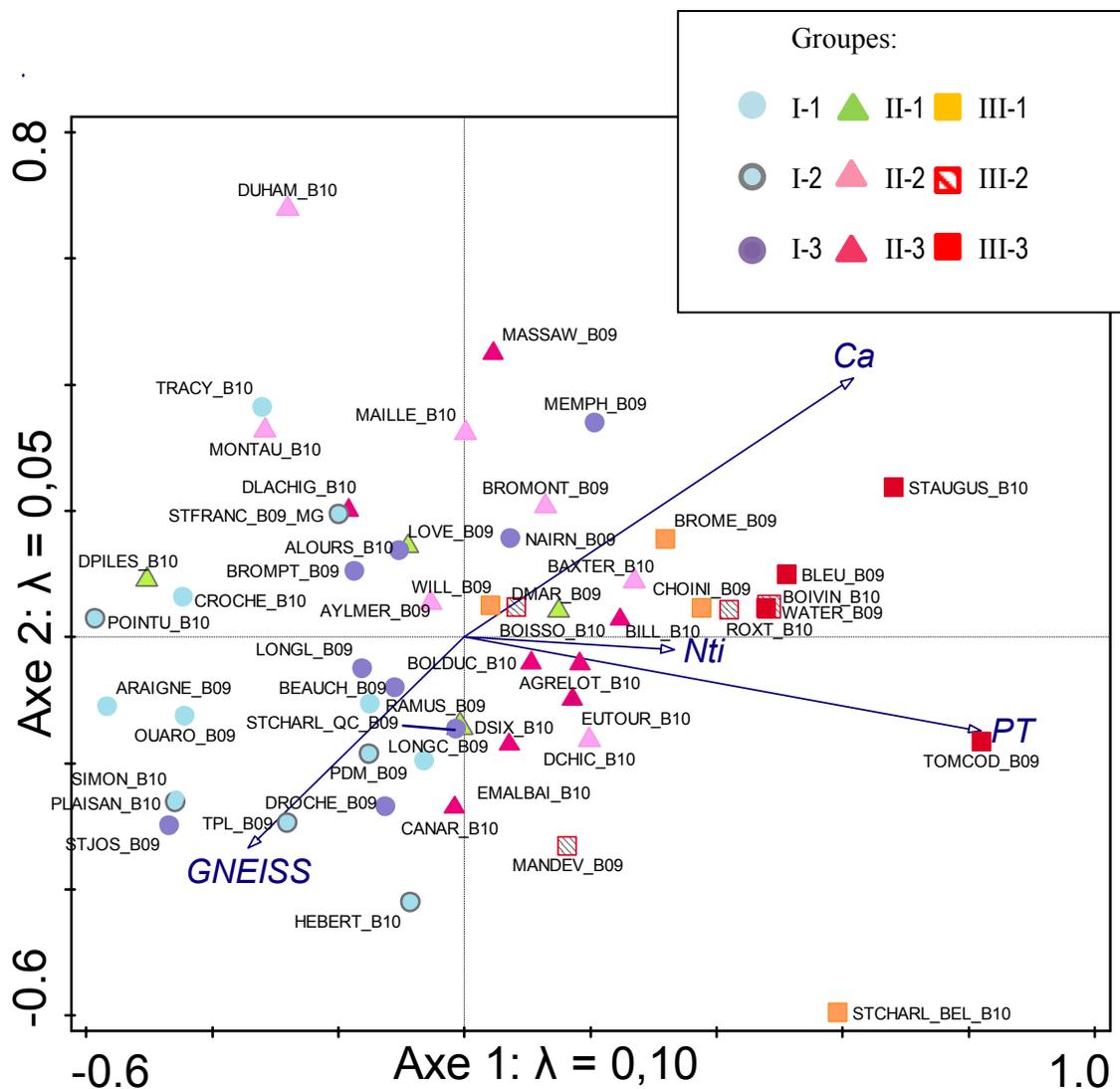


Figure 3.8 : ACR portant sur les assemblages de type B de 53 lacs et les quatre variables environnementales explicatives. Les pictogrammes représentent les neuf groupements de Ward.

Le groupe I-3 est constitué des assemblages dont les concentrations moyennes en PT de l'épilimnion des lacs étaient faibles, se situant entre 5 et 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Par contre, les taxa indicateurs traduisaient le fait que la qualité de l'eau de l'épilimnion était altérée et que le PT disponible, tout au long de la saison de croissance, était assez important pour supporter des taxa de conditions mésotrophes, dont les taxa indicateurs sont : *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* et *Gomphonema subtile*. Le relargage du PT par les sédiments peut accroître le phosphore disponible dans l'épilimnion lors d'un brassage de la colonne d'eau sans être détecté par des mesures ponctuelles dans l'hypolimnion (chapitre 2). À titre d'exemple, le PT engendré par le relargage des sédiments dans l'hypolimnion du lac Nairne faisait en sorte que les concentrations en PT atteignaient 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et, conséquemment, les concentrations de PT dans l'épilimnion lors du brassage automnal atteignaient plus de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Labrecque et al. 2012). De plus, de fortes pluies peuvent périodiquement accroître les concentrations en PT dans la colonne d'eau. Preuve à l'appui, l'épilimnion du lac Nairne se maintenait près de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ tôt en période estivale, suite au ruissellement de l'eau engendré par la fonte de la neige (Labrecque 2013). Ainsi, le PT disponible dans la colonne d'eau du lac Nairne serait périodiquement plus élevé que la moyenne des valeurs de PT mesurées pendant l'été 2009 (9 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Par contre, les assemblages de diatomées ont permis de détecter un état de trophie plus élevé.

La catégorie II est composée de 19 lacs dont les caractéristiques floristiques les départagent en trois groupes (Figure 3.8). Les concentrations moyennes de PT mesurées dans l'épilimnion des lacs de catégorie II étaient très variables, pouvant passer de 1 à 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le groupe II 1, de 1 à 24 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le groupe II-2, et de 3 à 29 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le groupe II-3. Les taxa indicateurs de la catégorie II sont : *Achnanthydium minutissimum*, *Encyonopsis microcephala*, *Fragilaria* sp. 1 et *Punctastriata lancettula*. Le taxon *Achnanthydium minutissimum*, indicateur du groupe II-1, ne serait pas défavorisé par la pollution inorganique (Germain 1981), mais sensible à la pollution organique (Steinberg et Schiefele 1988). Le taxon *E. microcephala*, indicateur du groupe II-2, est cosmopolite et commun, observé dans les eaux non polluées et repéré parmi les macrophytes ou sur les rochers suintants (Germain 1981). Ce taxon a été répertorié dans des milieux dont la salinité peut varier de faible à forte (Krammer et Lange-Bertalot 2008a, 2010). Parmi les lacs du groupe II-2, il y avait effectivement des lacs qui présentent des valeurs de haute conductivité et qui n'étaient pas nécessairement riches en PT. Les lacs Maillé (300 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) et Duhamel (262 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) sont de bons exemples. *Punctastriata lancettula* est indifférent à la conductivité, répertorié dans des milieux eutrophes et classé oligosaprobe à bêta-mésosaprobe (Lowe 1974). Enfin, *Fragilaria* sp. 1 est un taxon de la flore de diatomées des rivières de l'Est du Québec (Lavoie et al. 2008) qui présente de très grandes similitudes morphologiques avec *Fragilaria tenera*. Ces deux taxa se différencient par la densité de leurs stries qui est plus élevée chez *Fragilaria* sp. 1. *Fragilaria tenera* a été répertorié dans des milieux aquatiques oligotrophes à mésotrophes, mais également dans des milieux humides oligosaprobés (Van Dam et al. 1994).

La catégorie III regroupe des lacs eutrophes et hypereutrophes. Les taxa indicateurs du groupe III-1 sont : *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria capucina* et *Fragilaria nanana*. Les concentrations moyennes de PT mesurées dans ces lacs se situaient entre 22 et 173 $\mu\text{g.L}^{-1}$, mais la valeur médiane était de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Le lac Saint-Charles (Bellechasse) est celui qui avait une concentration moyenne de 173 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et qui présentait des conditions chimiques très particulières; le bassin versant étant constitué principalement de tourbières. Ainsi, ce lac était acide, bien qu'il soit très riche en PT. *Fragilaria capucina* est un taxon qui a été répertorié dans des lacs et des étangs de conditions eutrophes et oligosaprobies. Il est classé alcaliphile et indifférent aux variations d'électrolytes et de calcium dissous (Lowe 1974). Reavie et al. (1995a) ont décrit *F. nanana* comme ayant un optimum de PT assez élevé. Des études visant la reconstitution de l'évolution trophique de plans d'eau ont affirmé qu'un accroissement important de l'abondance de *F. nanana* était associé à des perturbations survenues dans les bassins versants et à un accroissement des nutriments dans le milieu (Reavie et al. 1995b; Köster et al. 2005). De plus, l'accroissement de ce taxon était associé à celui d'*Asterionella formosa*. Ainsi, les diatomées sur les bouées indiquent un état plus près de conditions mésotrophes, qu'hypereutrophes. L'influence de l'acidité des eaux du lac Saint-Charles (Bellechasse) sur les diatomées semble dominer l'influence des hautes concentrations en nutriments. Ainsi, il est important de traiter, avec beaucoup plus de précautions, les lacs dont le bassin versant est occupé majoritairement par des milieux humides ou des tourbières.

Les taxa indicateurs du groupe III-2 sont : *Aulacoseira ambigua*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Encyonema silesiacum*, *Nitzschia archibaldii*, *Nitzschia fonticola*, *Pseudostaurosira brevistriata* et *Staurosirella pinnata*. Les concentrations moyennes de PT mesurées dans ces lacs se situaient entre 13 et 55 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et la valeur médiane était de 35 $\mu\text{g.L}^{-1}$. L'autécologie de ces taxa permet de croire que la pollution organique n'est pas un enjeu pour ces lacs (section 3.4.5.2). Toutefois, ce sont des taxa tolérants à des conditions eutrophes et qui ne sont pas défavorisés par des concentrations plus élevées d'électrolytes. En outre, *N. archibaldii* serait tolérant aux métaux lourds, tels que le plomb et le zinc.

Les taxa indicateurs du groupe III-3 sont : *Epithemia sorex*, *E. adnata* et *Navicula cryptotenelloides*. Les bouées des lacs du groupe III-3 étaient tapissées d'algues vertes filamenteuses qui abritaient probablement les taxa épiphytiques *Epithemia sorex* et *E. adnata*. Les autres lacs de cette catégorie, ainsi que les lacs moins riches en PT, n'avaient pas d'algue filamenteuse, mais plutôt un film de périphyton microscopique. Les concentrations moyennes de PT, mesurées dans les lacs du groupe III-3, se situaient entre 41 et 170 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et la valeur médiane était de 112 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Selon Germain (1981), *Epithemia sorex* est souvent fixé aux filaments de chlorophycées (*Cladophora*). Cette espèce commune se retrouve aussi bien en eau douce qu'en eau saumâtre. L'algue *Cladophora* est abondante dans les milieux pollués, puisqu'elle s'accommode bien de

ces conditions (Dodds et Gudder 1992). Enfin, il ne fait nul doute que les assemblages du groupe III-3 sont représentatifs de conditions très dégradées et hypereutrophes des lacs de notre jeu de données.

Tableau 3.8 : Taxa de diatomées indicateurs des bouées par catégorie et groupe respectif.

Code	Taxon	Auteur(s)	Catégorie et groupe	IndVal = 100*(A * B)	p-value	Occurrence par groupe (B)	Abondance maximale/400 valves	
Lacs non altérés à altérés et épilimnion faiblement à modérément enrichi en nutriments								
1	FCRS	<i>Frustulia crassinervia</i>	(Brébisson in W. Smith) Lange-Bertalot et Krammer 1996	I - 1	0.4607	0.0037	5/7	11
2	BMIC	<i>Brachysira microcephala</i>	(Grunow) Compère 1986	I - 1	0.3559	0.0001	7/7	244
3	TFLOS3	<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>flocculosa</i> Strain III	(Roth) Kützing 1844	I - 2	0.4583	0.0003	6/6	195
4	SDEN	<i>Stenopterobia densestriata</i>	(Hustedt) Krammer 1987	I - 2	0.4450	0.0044	4/6	8
5	TFLOS4	<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>flocculosa</i> Strain IV	(Roth) Kützing 1844	I - 2	0.3959	0.0027	6/6	17
6	ESUB	<i>Eunotia subarcuatoidea</i> ^a	Alles Nörpel et Lange-Bertalot 1991	I - 2	0.3429	0.0410	3/6	10
7	ECBE	<i>Eunotia curvata</i> f. <i>bergii</i> ^a	Woodhead & Tweed 1960	I - 2	0.3333	0.0275	2/6	17
8	NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i>	Hantzsch 1860	I - 2	0.3160	0.0375	4/6	55
9	FSAX	<i>Frustulia saxonica</i>	Rabenhorst 1853	I - 2	0.2825	0.0350	3/6	9
10	GSUB	<i>Gomphonema subtile</i>	Ehrenberg 1843	I - 3	0.3895	0.0137	4/9	17
11	FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	Kitton 1869	I - 3	0.3176	0.0213	7/9	27
12	AFOR	<i>Asterionella formosa</i>	Hassall 1850	I - 3	0.2662	0.0429	8/9	31
Lacs altérés et épilimnion faiblement à modérément enrichi en nutriments								
1	ADMI	<i>Achnanthydium minutissimum</i> ^b	(Kützing) Czarnecki in Czarnecki et Edlund 1995	II - 1	0.1776	0.0001	4/4	383
2	ENCM	<i>Encyonopsis microcephala</i> ^c	(Grunow) Krammer 1997	II - 2	0.2259	0.0378	7/7	160
3	FRAG1	<i>Fragilaria</i> sp. 1	Lavoie & al. 2008	II - 3	0.3624	0.0093	7/8	65
4	PULA	<i>Punctastriata lancettula</i> ^d	(Schumann) Hamilton et Siver (Nom provisoire)	II - 3	0.2897	0.0218	4/8	2
Lacs altérés et épilimnion enrichis à très enrichi en nutriments								
1	AUGA	<i>Aulacoseira granulata</i> ^e	(Ehrenberg) Simonsen 1979	III - 1	0.5171	0.0039	3/4	32
2	FNAN	<i>Fragilaria nanana</i>	Lange-Bertalot 1991	III - 1	0.4236	0.0001	4/4	345
3	FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> ^f	Desmazières 1825	III - 1	0.2828	0.0372	4/4	151
4	ESLE	<i>Encyonema silesiacum</i>	(Bleisch in Rabenhorst) Mann in Round et al. 1990	III - 2	0.6479	0.0001	4/4	6
5	CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	(Ehrenberg) Grunow 1884	III - 2	0.6082	0.0041	3/4	97
6	NIAR	<i>Nitzschia archibaldii</i>	Lange-Bertalot 1980	III - 2	0.6077	0.0006	4/4	49
7	PSBR	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	(Grunow in Van Heurck) Williams et Round 1987	III - 2	0.4717	0.0025	3/4	8
8	NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>	Grunow 1879 sensu lato	III - 2	0.4662	0.0250	3/4	130
9	AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i> ^g	(Grunow) Simonsen 1979	III - 2	0.4201	0.0010	4/4	60
10	SPIN	<i>Staurosirella pinnata</i>	(Ehrenberg) Williams et Round 1987	III - 2	0.2868	0.0156	4/4	22
11	ESOR	<i>Epithemia sorex</i> ^h	Kützing 1844	III - 3	1.0000	0.0001	4/4	368
12	EADN	<i>Epithemia adnata</i> ^h	(Kützing) Brébisson 1838	III - 3	0.5000	0.0197	2/4	1
13	NCTO	<i>Navicula cryptotenelloides</i> ⁱ	Lange-Bertalot 1993	III - 3	0.4217	0.0377	2/4	44

^a Maximum d'abondance observé dans le lac Hébert.

^b Maximum d'abondance observé dans ce groupe, mais présent partout, sauf lacs St-Charles (Bellechasse) et Tomcod.

^c Maximum d'abondance dans ce groupe, mais présent dans tous les lacs mésotrophes.

^d Presqu'exclusif à ce groupe, 1 valve observée dans les lacs Mandeville et des Chicots.

^e Présent dans un seul autre groupe; les lacs Mandeville et Roxton du groupe III-2

^f Maximum d'abondance dans ce groupe, mais aussi important dans le lac Hébert.

^g Présence est aussi importante dans les lacs du groupe I-3.

^h Exclusif à ce groupe.

ⁱ Maximum d'abondance dans ce groupe, mais aussi important dans le lac Roxton du groupe III-2.

3.3.6 Taxa co-occurents

Une analyse de concordance basée sur un test de corrélation de *Spearman* a été menée avec les assemblages de type S. Cette analyse a permis de déterminer les taxa co-occurents dans les lacs de notre jeu de données. Le critère de sélection reposait sur le fait que le taxon présentait à l'intérieur de son groupe un coefficient de corrélation de *Spearman* (r) > 0,30 et un p-value $\leq 0,001$. Voici les huit groupes de taxa co-occurents obtenus :

Groupe 1 (W= 0,33; p<0,02)

Aulacoseira distans complexe (Ehrenberg) Simonsen 1979
Aulacoseira perglabra var. *floriniae* (Oestrup) Haworth 1988
Tabellaria flocculosa var. *flocculosa* Strain III (Roth) Kützing 1844

Groupe 2 (W= 0,30; p<0,02)

Discostella pseudostelligera (Hustedt) Houk & Klee 2004
Cyclotella ocellata Pantocsek 1901
Cyclotella bodanica f. *lemanica* (O. Müller dans Schröter) Bachmann 1903

Groupe 3 (W= 0,34; p<0,02)

Psammothidium scoticum (Flower et Jones) Bukhtiyarova et Round 1996
Eunotia incisa Gregory 1854
Psammothidium subatomoides (Hustedt) Bukhtiyarova et Round 1996
Aulacoseira distans var. *septentrionalis* Camburn et Charles 2000
Brachysira brebissonii Ross in Hartley 1986
Tabellaria flocculosa var. *flocculosa* Strain IV (Roth) Kützing 1844
Aulacoseira nivalis (W. Smith) J. English & M. Potapova 2009
Aulacoseira perglabra (Oestrup) Haworth 1988
Aulacoseira tenella (Nygaard) Simonsen

Groupe 4 (W= 0,39; p<0,02)

Fragilaria capucina var. *vaucheriae* (Kützing) Lange-Bertalot 1980
Stephanodiscus medius Håkansson 1986
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen 1979
Fragilaria crotonensis Kitton 1869

Correspondance avec les groupements

Catégorie I

Catégorie II

Groupe 5 (W= 0,39; p<0,02)

Eolimna minima (Grunow) Lange-Bertalot 1998

Stausira construens Ehrenberg 1843

Stausirella pinnata (Ehrenberg) Williams et Round 1987

Groupe 6 (W= 0,35; p<0,01)

Navicula cryptocephala Kützing 1844

Ctenophora pulchella (Ralfs ex Kützing) Williams & Round 1986

Pseudostausira brevistriata (Grunow in Van Heurck) Williams et Round 1987

Groupe 7 (W= 0,40; p<0,02)

Cocconeis placentula var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow 1884

Fragilaria capucina Desmazières 1825

Ulnaria ulna (Kützing) Compère 2001

Groupe 8 (W= 0,50; p<0,02)

Cyclotella meneghiniana Cleve et Grunow 1882

Stephanodiscus hantzschii Grunow (in Cleve & Grunow)



Catégorie III

Ces résultats sont cohérents avec les groupements des assemblages par catégorie (section 3.4.5). Les espèces co-occurentes des groupes 1, 2 et 3 sont des espèces dominantes dans certains lacs de la catégorie I. Les espèces du groupe 4 sont plutôt associées aux lacs de la catégorie II, tandis que les espèces des groupes 5, 6, 7 et 8 sont davantage représentatives des lacs de la catégorie III.

3.4 Conclusion

Le premier niveau typologique des assemblages a permis de départager trois communautés distinctes de diatomées en fonction de la morphométrie des lacs, du pH et de l'alcalinité. Cette subdivision des lacs par catégorie semble être une avenue prometteuse pour le développement d'un indice biologique trophique. Les résultats suggèrent que le développement de trois sous-indices pourrait être nécessaire : 1) une catégorie des lacs peu profonds avec un volume pélagique restreint, 2) une catégorie des lacs ayant un volume pélagique important et des propriétés de pH acide ou neutre et enfin, 3) une catégorie de lacs alcalins avec un volume pélagique appréciable. Cette dernière catégorie représente donc les lacs avec un volume pélagique favorisant le développement d'une flore planctonique, malgré la présence de zones littorales pouvant être occupées par d'importants herbiers aquatiques. Les espèces indicatrices identifiées par catégorie, ainsi que la présence des espèces co-occurentes pourraient permettre au préalable une classification des lacs pour la sélection du sous-indice adéquat.

Dans l'ensemble, les groupements d'assemblages de type S traduisent très bien les conditions trophiques du milieu et le degré de dégradation des lacs. Ainsi, la structure des communautés de diatomées se modifie au fil du processus d'eutrophisation et engendre une diversité bêta. Il a été possible de déterminer des espèces indicatrices par catégorie et plus spécifiquement par groupe de lacs. Par contre, nous avons constaté que certains lacs, avec un volume pélagique restreint (type étang) ou des herbiers très développés, requièrent une attention particulière. Les assemblages prélevés sur les sédiments de surface de ces lacs n'intègrent pas assez bien l'influence des variations des concentrations en PT. Beaucoup de « bruit », provenant des zones littorales et d'autres habitats du bassin versant, semble interférer. Toutefois, les communautés périphtiques des bouées (assemblages de type B) présentaient une solution intéressante pour pallier à cette situation problématique qui touche cette catégorie de lacs. Les lacs Tomcod et Waterloo ont été de bons exemples; les assemblages de ces bouées ont donné un signal clair à l'effet que l'état trophique de ces lacs était classé eutrophe ou hypereutrophe, contrairement au signal des assemblages de type S.

Par ailleurs, nous avons constaté que l'utilisation de différents substrats ou habitats pouvait influencer le signal trophique apporté par les assemblages pour les lacs mésotrophes. Ainsi, les assemblages épilithiques du littoral avaient tendance à donner un état trophique plus élevé. À l'inverse, les assemblages épilithiques des bouées avaient tendance à donner un signal d'eutrophisation plus faible. Il semble que dépendamment du substrat ou de l'habitat étudié, la communauté n'intègre pas le même signal. Nous retenons ainsi que les assemblages de diatomées donnent une information différente en fonction des substrats ou habitats sélectionnés, mais que l'ensemble de ces informations qui documentent la détérioration du milieu apparaît plus complet qu'une approche classique utilisant uniquement des indicateurs physico-chimiques.

Une communauté de diatomées, bien qu'elle soit parfaitement adaptée aux conditions du milieu, peut subir de grandes variations en ce qui a trait aux espèces qui la composent et à leur abondance. Ces variations surviennent sous l'influence de facteurs que nous ne prenons pas nécessairement en considération dans les études de gradient. Parmi ces facteurs moins étudiés et qui peuvent substantiellement changer la succession saisonnière des communautés, on trouve, entre autres, des facteurs biologiques tels que le parasitisme, la chaîne trophique microbienne et la prédation (Sommer et al. 2012). Plus spécifiquement, nous avons pu constater que les conditions climatiques interannuelles changeantes peuvent favoriser une alternance de la croissance de certaines espèces de type *bloomformer*, d'une année à l'autre. À ce propos, nous avons vu que les floraisons printanières au lac Nairne étaient dominées en alternance, d'une année à l'autre, par *Tabellaria floccolosa* strain IIIIP et *Fragilaria crotonensis*.

Les modèles d'inférence, basés sur les diatomées modernes et développés pour les lacs, tiennent implicitement compte de cette variabilité interannuelle du fait qu'un assemblage de diatomées récolté dans les sédiments représente généralement plus d'une saison de croissance (Tremblay et al. 2014). Toutefois, il en résulte un effet négatif; les données limnologiques moyennes (intrants) prises sur une saison sont moins bien associées à l'assemblage moderne, ce qui entraîne une erreur plus élevée associée aux valeurs inférées (Tremblay et al. 2014). Par contre, dépendamment du substrat échantillonné et de l'habitat sélectionné dans un lac, nous avons constaté qu'un assemblage pouvait donner une résolution temporelle et spatiale différente. Sachant qu'un écosystème lacustre peut montrer une variation interannuelle très importante, par exemple uniquement en lien avec la pluviométrie (ex. Rolland et al. 2013), nous croyons pertinent de se poser la question suivante : Est-il préférable d'élaborer un outil de biosurveillance lacustre représentant les conditions de plusieurs saisons de croissance ou de se concentrer sur une seule saison de croissance? La réponse à cette question devrait préciser le type et le nombre de substrats ou d'habitats à échantillonner. Toutefois, il nous semble aussi important de définir, au préalable, l'objectif spécifique pour lequel on procède à l'échantillonnage. Est-il raisonnable d'intégrer plus d'une saison de croissance pour établir l'état trophique d'un lac (ou son bilan de santé)? Considérant minimalement l'influence de la variabilité interannuelle engendrée par le climat local, il semble que oui. Par contre, dans le cadre d'une campagne de suivi qui fait partie d'un programme de réhabilitation et qui vise un effet à court terme, il semble impératif de cibler également une méthode qui procure l'intégration des conditions d'une seule saison de croissance. Finalement, il nous apparaît important à l'avenir que le développement d'un outil de biosurveillance basé sur les diatomées offre la flexibilité d'adapter la résolution temporelle aux besoins qui peuvent être divergents, selon l'objectif visé.

Enfin, l'utilisation adéquate d'un outil de biosurveillance exige que l'identification des espèces soit constante et rigoureuse. Peu d'ouvrages taxonomiques regroupent la majorité des diatomées répertoriées à travers le monde. Les taxa les plus communément répandus se retrouvent à l'intérieur de la principale clé d'identification utilisée (Krammer et Lange-Bertalot 2004, 2008a, b, c et 2010). Cette clé est précieuse et indispensable pour les diatomistes dans le domaine de la recherche. Par contre, le fait que cet ouvrage regroupe énormément d'informations devient une contrainte pour les taxonomistes plus généralistes ou les laboratoires privés. Il est parfois difficile, même pour un diatomiste d'expérience, de départager certains taxa montrant une autécologie similaire à l'aide de la microscopie optique; d'où le besoin de faire appel à la microscopie électronique. Par contre, il est impensable d'introduire cette procédure pour une utilisation d'un indice de biosurveillance dans le monde de la pratique, et ce, pour des raisons de coût et d'accessibilité aux équipements. Nous sommes d'avis que la meilleure solution pour assurer une identification fiable et constante dans le temps, consiste à l'élaboration d'une flore regroupant les principaux taxa répertoriés dans les lacs du Québec méridional. De plus, l'utilisation de cette flore devrait être accompagnée d'un contrôle qualité. La Flore des diatomées de l'est du Canada (Lavoie et al. 2008), élaborée pour l'utilisation de l'IDEC, est un bon exemple que nous nous proposons de suivre.

3.5 Références

- Battarbee, R.W., Charles, D.F., Dixit, S.S. et Renberg, I. 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. Dans : E.F. Stoermer and J.P. Smol (éditeurs), *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 85–127.
- Bellinger, E. G. 2010. *Freshwater algae: identification and use as bioindicators*. Chichester, West Sussex, UK; Hoboken, NJ, Wiley-Blackwell. 271 p.
- Bennion, H., Juggins, S. et Anderson, N.J. 1996. Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. *Environmental Science and Technology* 30, 2004–7.
- Bennion, H., Fluin, J. et Simpson, G.I. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41, 124–138.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N. et Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, 31-41.

- Boissonneault, Y. 2006. Le suivi écologique des rivières au Québec: comparaison des bioindicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques. Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, Québec, Canada, 137 p.
- Bradbury, J.P. 1997. A diatom record of climate and hydrology for the past 200 KA from Owens Lake, California with comparison to other great basin. *Quaternary Science Reviews* 16, 203-219.
- Cattaneo, A et Amireault, M.-C. 1992. How Artificial Are Artificial Substrata for Periphyton? *Journal of the North American Benthological Society* 11, 244-256.
- Camburn, K.E. et Charles, D.F. 2000. *Diatoms of Low-Alkalinity Lakes in the Northeastern United States*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 152 p.
- Coring, E., Schneider, S., Hamm, A. et Hofmann, G. 1999. *Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen*. Koblenz. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
- Coste, M. et Ricard, M. 1980. Observation en microscopie photonique de quelques *Nitzschia* nouvelles ou intéressantes. *Cryptogamie, Algologie* 1, 187-212.
- Cox, E. J. 1991. *What is that basis for using diatoms as monitors of river quality*. Dans: *Use of algae for monitoring rivers*. Eds. B. A. Whitton, E. Rott & G. Friedrich, Düsseldorf, E. Rott, Innsbruck.
- Diatoms of the United States : <http://westerndiatoms.colorado.edu/>
- Dodds, W.K. et Gudder, D.A. 1992. The ecology of *Cladophora*. *Journal of Phycology* 28, 415-27.
- Dufrêne, M. et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Fallu, M.-A., Allaire, N. et Pienitz, R. 2000. *Freshwater diatoms from northern Québec and Labrador (Canada)*: J. Cramer, 200 p.
- Germain, H. 1981. *Flore des diatomées eaux douces et saumâtres*. Boubée, 431 p.
- Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.S. et Lek, S. 2006. *Diatom reference communities in Quebec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses*. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 63, 2087-2106.

- Grenier, M., Lavoie, I., Rousseau, A.N. et Campeau, S. 2010. Defining ecological thresholds to determine class boundaries in a bioassessment tool: the case of the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC). *Ecological Indicators* 10, 980–989.
- Hamilton, P.B., Poulin, M., Chariest, D.F. et Angell, M. 1992. Americanarum Diatomarum Exsiccata: CANA, voucher slides from eight acidic lakes in northeastern north america. *Diatom Research* 7, 25-36.
- Hofmann, G. 1999. Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. Dans: Tümping, W.V. et Friedrich, G. (éditeurs): *Biologische Gewässeruntersuchung* 2, pp. 319–333.
- Kelly, M.G. et Whitton, B.A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7, 433–44.
- Kelly, M. 2006. Comparison between diatoms and other phytoplankton as indicators of ecological status in streams in northern England. Dans : *Proceedings of the 18th International Diatom Symposium*, Biopress, Bristol, pp. 139-151.
- Kelly, M.G., King, L., Jones, R.I., Barker, P.A. et Jamieson, B.J. 2008. Validation of diatoms as proxies for phytoplankton when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610, 125–9.
- Kilham, P., Kilham, S.S. et Hecky, R. E. 1986. Hypothesized resource relationships among African planktonic diatoms. *Limnology and Oceanography* 31, 1169-1181.
- Köster, D., Pienitz, R., Wolfe, B.B., Barry, S., Foster, D.R. et Dixit, S.S. 2005. Paleolimnological; assessment of human-induced impacts on Walden Pond (Massachusetts, USA) using diatoms and stable isotopes. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 8, 117-131.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 2010. *Bacillariophyceae, 1. Teil / Part 1: Naviculaceae. A: Text*. Gustav Fischer Verlag, 440 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 2008a. *Bacillariophyceae, 1. Teil / Part 1: Naviculaceae. B: Tafeln*. Gustav Fischer Verlag, 876 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 2008b: *Bacillariophyceae, 2. Teil / Part 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. Gustav Fischer Verlag, 610 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 2008c. *Bacillariophyceae, 3. Teil / Part 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. Gustav Fischer Verlag, 598 p.

- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 2004. *Bacillariophyceae, 4. Teil: Achnantheaceae*. Gustav Fischer Verlag, 468 p.
- Labrecque, V., Nürnberg, G., Tremblay, R. et Pienitz, R. 2012. Caractérisation de la charge interne de phosphore du lac Nairne, Charlevoix (Québec). *Revue des Sciences de l'Eau* 25(1), 77-92.
- Labrecque, V. 2013. *Quand le passé refait surface : caractérisation des apports en phosphore au lac Nairne, Charlevoix, Québec*. Mémoire en sciences géographiques, Département de géographie, Université Laval, Québec, 107 p.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2006. A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 8, 1793-1811.
- Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presse de l'Université du Québec. 241 p.
- Leira, M., Jordan, P., Taylor, D., Dalton, C., Bennion, H., Rose, N. et Irvine, K. 2006. Assessing the ecological status of candidate reference lakes in Ireland using palaeolimnology. *Journal of Applied Ecology* 43, 816-827.
- Legendre, P. et Gallagher, E. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271-280.
- Legendre, P. 2005. Species associations: The Kendall coefficient of concordance revisited. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics* 10(2), 226-245.
- Legendre, P. et De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16, 951-963.
- Legendre, P. et Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*, 3^e édition anglaise. Elsevier Science BV, Amsterdam, 990 p.
- Lowe, R.L. 1974. *Environmental requirements and pollution tolerances of freshwater diatoms*, Cincinnati, U.S. 334 p.
- Mielke, P. W. et Berry, K. J. 2001. *Permutation Methods: A Distance Function Approach*. Springer Series in Statistics. Springer, 352 p.

- McCune, B. et Grace, J. B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 304 p.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, M. et Wagner, H. 2013. "VEGAN": *community ecology package*. R package version 2.0-8. Available from : <http://www.R-project.org>.
- Pienitz, R., Smol, J.P. et Birks, H.J.B. 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology* 13, 21-49.
- Pouliková, A., Duchoslav, M. et Dokulil, M. 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* 39, 143-152.
- Räsänen, J., Kauppila, T. et Salonen, V.-P. 2006. Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes — implications for lake management. *Journal of Environmental Management* 79, 253-265.
- R Development Core Team 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from : <http://www.R-project.org>.
- Reavie, E.D., Hall, R.I. et Smol, J.P. 1995a. An expanded weighted averaging model for inferring past total phosphorus concentrations from diatom assemblages in eutrophic British-Colombia (Canada) Lakes. *Journal of paleolimnology* 14, 49-67.
- Reavie, E.D., Smol, J.P. et Carmichael, N.B. 1995b. Postsettlement eutrophication histories of six British Columbia (Canada) lakes. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 52, 2388-2401.
- Reynoldson, T.B., C. Logan, T. Pascoe et Thompson, S.P. 2001. CABIN (*Canadian Aquatic Biomonitoring Network*) *Invertebrate Biomonitoring Field and Laboratory Manual*, National Water Research Institute, Environment Canada, 47 p.
- Rolland, D.C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I. et Vincent, W.F. 2013. Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *Journal of Plankton Research* 35, 744-758.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. et Pipp, E. 1997 *Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation*. Vienna. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

- Rott, E., Pipp, E., Pfister, P., van Dam, H., Ortler, K., Binder, N. et Pall, K. 1999 *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fliessgewässern. Teil 2: Trophieindikation*. Vienna. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Round, F.E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* 3, 129-145.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J. et Steinberg, C.E.W. 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Journal of Phycology* 38, 66-89.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. et Schmedtje, U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34, 302-314.
- Siver, P.A. et Kling, H. 1997. Morphological observations of *Aulacoseira* using scanning electron microscopy. *Revue Canadienne De Botanique* 75, 1807-1835.
- Smol, J. P. et Stoermer, E.F. 2010. *The Diatoms: applications for the environmental and Earth Sciences*, Cambridge, University Press, 667 p.
- Soininen, J. et Könönen, K. 2004. Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology* 38, 63-75.
- Sommer, U., Adrian, R., Domis, L.D.S., Elser, J.J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lurling, M., Molinero, J.C., Mooij, W.M., van Donk, E. et Winder, M. 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. Dans: Futuyama, D.J. (éditeur), *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* Vol 43, pp. 429-448.
- Steinberg, C. et Schiefele, S. 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Zeitschrift für Wasser-und Abwasser-Forschung* 21, 227-234.
- ter Braak, C.J.F et Šmilauer, P. 2012. *CANOCO 5: Software for multivariate data exploration, testing, and summarization*. © 1997-2012 Biometris, Plant Research International, The Netherlands, and Petr Šmilauer, Czech Republic.
- Thomas, K.E., Kluge, A., Hall, R.I., Paterson, A.M., Winter, J.G. 2011. Assessment of benthic algal biomonitoring protocols to evaluate effects of shoreline development on the nearshore zone of Precambrian Shield lakes in Ontario. *Lake and Reservoir Management* 27, 398-413.

- Tremblay, R., Pienitz, R. et Legendre, P. 2014. Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Québec. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 71, 887-914.
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. et De Pauw, N. 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology* 35, 183-194.
- Vadeboncoeur, Y., Lodge, D.M. et Carpenter, S.R., 2001. Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology* 82, 1065-1077.
- Van Dam, H., Mertens, A. et Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 26, 117-133.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58, 236-244..

4 Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Quebec

4.1 Résumé

Cet article vise à montrer que les assemblages de diatomées modernes répertoriées dans les sédiments de surface de 55 lacs du Québec méridional, représentatifs d'un gradient d'états trophiques, permettent de reconstituer les teneurs historiques en phosphore total (PT) qui prévalaient dans la colonne d'eau des lacs du Québec. Pour ce faire, un modèle d'inférence a été développé à l'aide d'analyses de régressions basées sur les moyennes pondérées. Les performances statistiques du modèle de PT sont équivalentes ou supérieures aux modèles développés pour des régions différentes au Canada ou ailleurs dans le monde. Une reconstitution des valeurs de PT, basée sur les assemblages de diatomées fossiles du lac Nairne (Charlevoix, QC) a été menée. La comparaison des valeurs de PT inférées avec les valeurs mesurées ainsi que celles estimées à l'aide des coefficients d'exportation a montré la justesse du modèle. De plus, la comparaison des résultats provenant de reconstitutions menées avec deux modèles d'inférence (lacs du Québec et de l'Ontario) a également montré que les modèles prédisent le PT et non une variable colinéaire.

4.2 Abstract

This study shows how modern diatom assemblages, obtained from the surface sediments of 55 deep and shallow lakes in southern Quebec and representing a gradient in trophic state and specific conductivity, can be used to reconstruct the historical water column concentrations of total phosphorus (TP) over time. Inference models were developed with the aid of regression analyses based on weighted means. The TP models demonstrate statistical performances equal to or superior to TP models developed in the past for other regions in Canada and elsewhere in the world. A reconstruction of TP values, based on fossil diatom assemblages of Lac Nairne (Charlevoix, QC), was conducted. Comparing the TP inferred values with the measured values and those estimated using export coefficients, the performance of the model was proven. In addition, the comparison of the results obtained from reconstructions performed with two inference models (Quebec and Ontario lakes) also revealed that models predicted TP and not a collinear variable.

4.3 Introduction

In southern Quebec, numerous watersheds are under increasing pressure from urban, agricultural, and resort activities. These activities accelerate natural eutrophication and the degradation of water quality. The severity of the impacts caused by chemicals on water bodies depends primarily on their role in disturbing or maintaining water quality and aquatic ecosystems, as well as their influence on primary production or biomass. The element that typically limits the primary productivity of freshwater environments is the availability of phosphorus (Schindler 1974). The objective of this study was to develop inference models to reconstruct total phosphorus (TP) values in lake waters, based on ecological preferences of diatoms (class Bacillariophyceae) obtained from the surface sediments of 56 lakes located in southern Quebec. Diatoms are microscopic algae that live suspended in the water column or attached to living or inert substrates. They are particularly sensitive to water physics and chemistry, including specific conductivity, pH, nutrient concentrations (phosphorus and nitrogen), and organic matter contents. Research conducted by van Dam et al. (1994) and Smol and Stoermer (2010) reviewed the impact of these variables on the structure and composition of diatom assemblages. The preservation of diatom frustules in lake sediments allows the development of inference models for the reconstruction of environmental variables based on species–environment relationships and the determination of ecological preferences of various diatom taxa. These models are mostly developed using canonical ordination techniques (ter Braak 1985, 1986) and regression analysis based on weighted means (e.g., ter Braak and van Dam 1989). The methodology for developing these types of inference models is well documented (e.g., Birks 1995, 1998; Birks et al. 2012). To date, many inference models have been developed throughout the world for different countries and variables (see Smol and Stoermer 2010). However, the usefulness of any given model is generally restricted to its region of origin and none is without problems (reviewed in Telford and Birks 2009; Juggins 2013a).

Briefly, increasing concentrations of phosphorus in lakes generally lead to increased primary productivity and biomass of plants and algae that result in adverse effects, such as loss of diversity, increase of tolerant species (e.g. cyanobacteria), and decrease in water transparency. These conditions are caused by increases in biomass and organic materials that cause sedimentation rates to increase and, finally, result in oxygen deficiency in the hypolimnion (Mason 1991; Horne and Goldman 1994). Consequently, the study of a set of lakes with a large trophic state gradient cannot be properly done without violating one of the assumptions usually associated with the development of inference models, namely that “environmental variables other than the one of interest have negligible influence, or their joint distribution with the environmental variable does not change with time” (Juggins 2013a).

Furthermore, we believe that the “rule of thumb” proposed by ter Braak (1988), which states that reconstructing a variable is possible if the variance of the diatom distribution explained by this variable in a

canonical ordination is greater than the proportion of variance of the first axis of an unconstrained ordination, is not binding to obtain a robust inference model. Of course, this rule makes ecological sense. It ensures that the diatom gradient is best explained linearly when forced to be organized according to the variable of interest. However, inference models can be efficient without necessarily following this rule (e.g, Hall and Smol 1992; Werner and Smol 2005; Yang et al. 2008).

The inference model developed here for TP concentrations will help determine (i) the natural background found in southern Quebec lakes, (ii) the magnitude of human-induced changes in the watershed following the arrival of Europeans in the early 17th century, and (iii) the ecosystem thresholds that exist to maintain or re-establish equilibrium states in the impacted lakes. Finally, this paper shows that diatom-based models obtained from the surface sediment with modern assemblages of 55 lakes located in southern Quebec, and representing a large trophic gradient, allow the reconstruction of historical levels of TP in the water column of southern Quebec lakes.

4.4 Materials and methods

4.4.1 Study area and available data

In total, 56 lakes were selected across different geological regions of southern Quebec: the southern Laurentian Mountains (CS), southern Appalachian Mountains (A), and Saint Lawrence Lowlands (SLL) (Li and Ducruc 1999) (Figure 4.1; Table A1). The southern Laurentian Mountains cover part of the Southwest Canadian Shield in Quebec. The bedrock consists primarily of Precambrian granite and gneisses covered by thin glacial deposits of the last Wisconsinan glaciation. In the Appalachian region, sedimentary and sometimes volcanic bedrock is covered by glacial deposits that range from thin to thick. The Saint Lawrence Lowlands consist of a platform of marine deposits originating from the postglacial Champlain Sea, as well as glacial and alluvial deposits and peatlands.

In most cases, the catchments surrounding the lakes are urbanized, yet to different degrees. The Strahler (1957) hydrological classification system was used to classify lakes from 0 to 6 for their positions in basins; the value zero was assigned to the headwater lakes, 1 to lakes receiving waters from a first order tributary, and so on.

The lakes selected from the three regions are distributed along a trophic gradient that ranges from ultra-oligotrophic to hyper-eutrophic conditions. The mean of concentrations ($n = 3$) of TP varied between 0.9 and 173.3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, the concentrations of chlorophyll a (Chla) varied between 0.4 and 95.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, and water transparency between 0.4 and 25.0 m Secchi depth. Specific conductivity varied between 11 and 712 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. The alkalinity and epilimnetic pH varied between 1.8 and 114.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCO_3 and 6.4 and 9.5, respectively. In

addition, the lakes themselves were highly variable both limnologically and morphometrically (Table A2). The lakes were either polymictic (21 lakes) or dimictic (35 lakes).

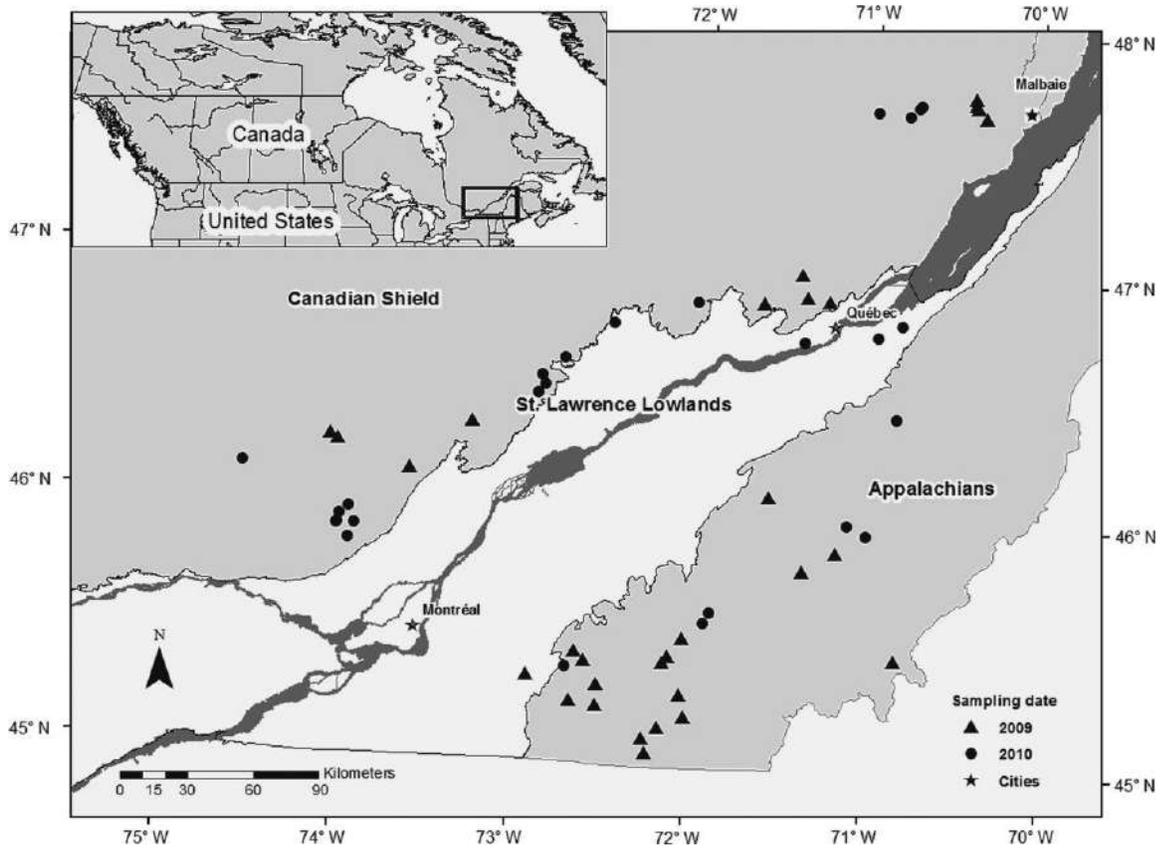


Figure 4.1 : Map of the study area showing the locations of the 56 lakes and the geological regions of the southern Laurentian Mountains, the St Lawrence Lowlands, and the Appalachians.

4.4.2 Lake sampling and sample preparation

4.4.2.1 Diatoms

In total, 56 lakes were sampled between early June and the end of September, which was the stratification period in the dimictic lakes. Each lake was visited three times during the summers of either 2009 or 2010, with sediments obtained from the deepest part of the lake or from one of its secondary basins using an Aquatic Research Instruments percussion corer. Modern diatom assemblages were extracted from the sediments in the Aquatic Paleocology Laboratory at Université Laval following the method of Pienitz et al. (1995). In total, 400 diatom valves were identified for each level core. The main taxonomic keys used for their identification were Krammer and Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), Fallu et al. (2000), Camburn and Charles (2000), Lavoie et al. (2008), and Siver and Kling (1997).

4.4.2.2 Environmental variables

In total, 57 variables were studied to determine their influence on the composition of the diatom assemblages. These variables were divided into four groups numbered 1 to 4: 1, causative variables (chemical or physical) (20); 2, response variables (biological, chemical, or physical) (7); 3, morphometric and geographical variables (15); and 4, geological variables (15). Groups are shown in the Pearson correlation matrix (Table A4).

Sampling of water and physical and chemical profiling were conducted at each visit. A Quanta sensor was used to measure pH, specific conductivity, temperature, and dissolved oxygen at 1 m intervals. Values represent the average of three results ($n = 3$), with measurements completed during the summer. Water transparency was evaluated using a 20 cm diameter Secchi disc. Each of the values for temperature, pH, specific conductivity, and dissolved oxygen in the photic zone were compiled to establish the average summertime depth of the photic zone. Photic depth was determined by multiplying the Secchi depth by a factor of 1.7 for tea-colored lakes, or 2.4 for clear or blue-colored lakes, the latter being located on granitic and gneissic bedrock and possessing lower levels of dissolved organic carbon. These factors are based on studies by Idso and Gilbert (1974), Koenings and Edmundson (1991), and Kalf (2002).

4.4.2.3 Laboratory water chemistry

Some of the analyses were conducted at INRS-ETE laboratories (Québec, QC). Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES Varian Vista AX) determined metal levels, ion chromatography (Dionex) measured anion concentrations, whereas a total organic carbon (TOC) analyzer (Shimadzu TOC) measured dissolved organic carbon (DOC) and total inorganic nitrogen (TiN) concentrations. The analysis of TP (dissolved and particulate) was conducted by Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) using the MA. 303 – P 5 method (CEAEQ 2008). Chla was quantified by fluorometry at INRS-ETE, while the total suspended solids (TSS) was determined in the Aquatic Paleoecology Laboratory at Université Laval following filtration and drying at 105 °C.

Values for metals, anions, TP, TiN, and DOC were obtained from an integrated sample from the surface to 1 m depth. Finally, the TSS value is the result of an integrated sample obtained from the surface to 4 m depth, or to 0.5 m from the sediment surface for lakes that were less than 4 m deep.

4.4.2.4 Morphometric and geological variables

Lake volume was determined using bathymetric curves or extrapolated using the method of Hollister and Milstead (2010), with the aid of the computer program ArcGIS from ESRI. This program was also used to determine the geological and surficial deposit characteristics for each watershed.

4.4.3 Statistical analysis

All statistical analyses were conducted using R software (R Development Core Team 2013). The selection of explanatory environmental variables was based on canonical redundancy analysis (RDA). Because of the long ecological gradient causing the appearance of many zeros in the data, transformation-based RDA (tb-RDA, using the Hellinger transformation) was used for modelling the species–environment relationships (Legendre and Birks 2012, Legendre and Legendre 2012). The species–environment analysis using tb-RDA produced a higher R^2 than CCA (R^2 tb-RDA = 0.53 and R^2 CCA = 0.47). Note that the diatom matrix was not transformed before CCA. The two canonical ordinations were performed with all taxa and the 19 environmental variables listed in Table 4.1. The distribution of sites and taxa in the RDA and the CCA was comparable, except for very different outlier assemblages. These samples had more of an “eccentric” position (far from the origin of the graph) in the CCA than in the RDA. This situation is explained by the Hellinger transformation applied to the data before computing RDA. The development of inference models was based on weighted average regression analysis (WA and WA-PLS).

4.4.3.1 Transformation of environmental variables

The environmental variables studied are for the most part quantitative, except for those related to different types of mixing (Type) and geological regions (Ecoreg.), which are categorical. To reduce the skewness of the frequency distributions and increase the linearity of the relationships, some variables were \log_{10} or square-root transformed (Table A3). Pearson correlation tests determined the degree of correlation among the environmental variables. Because of the high number of simultaneous comparisons, a Bonferroni correction was applied to the p values to obtain adjusted probabilities.

4.4.3.2 Transformation of the diatom taxa matrix

The Hellinger transformation was applied to the assemblage data (Legendre and Gallagher 2001). This transformation forces the RDA to preserve the Hellinger distance, which is a distance appropriate for the study of community composition data (Legendre and Legendre 2012) and beta diversity (Legendre and De Cáceres 2013). That distance is insensitive to double zeros and reduces the importance of extremely abundant taxa, reducing the effect of exponential growth where favorable environmental conditions encourage it. For example, it reduced the extreme dominance of taxa produced during blooms, as in the case of *Asterionella formosa* and *Fragilaria crotonensis*. Unlike canonical correspondence analysis (CCA), RDA does not require elimination of rare taxa before analysis.

Table 4.1 : Environmental variables retained after applying the step-by-step selection criteria on the four types of variables.

Matrix	No.	Variable	R ² _{adjusted} cumulative	AIC*	F	p value of partial tests (199 perm.)
Causative variables (chemical or physical)	1	Total phosphorus (TP)	0.0708	-33.77	5.19	0.005
	2	Aluminium (Al)	0.1088	-35.15	3.30	0.005
	3	Iron (Fe)	0.1241	-35.18	1.92	0.010
	4	Temperature (Temp.)	0.1377	-35.15	1.82	0.005
	5	Sodium (Na)	0.1522	-35.21	1.87	0.005
	6	Alkalinity (Alk.)	0.1685	-35.43	1.98	0.005
	7	Ni:TP ratio	0.1824	-35.53	1.83	0.005
	8	Silica (Si)	0.1942	-35.52	1.70	0.015
	9	Conductivity (Cond.)	0.2042	-35.42	1.58	0.015
		R ² for all 20 variables	0.2181			
Response variables (biological, chemical, or physical)	10	Epilimnic pH (pH)	0.0692	-33.67	5.09	0.005
	11	Depth of photic zone (Photic)	0.1092	-35.18	3.42	0.005
	12	Transparency (Secchi)	0.1335	-35.79	2.48	0.005
			R ² for all 7 variables	0.1453		
Morphometric and geographical variables	13	Strahler class (Strahler)	0.0794	-29.73	1.79	0.005
	14	Maximal depth (ZStation)	0.1364	-32.46	4.23	0.005
	15	Watershed on lake area (W/L_Area)	0.1474	-32.36	1.62	0.025
			R ² for all 15 variables	0.1638		
Geological variables	16	Ecoregion (Ecoreg.)	0.0457	-31.32	2.32	0.005
	17	Carbonate rocks (CARBO)	0.0591	-31.18	1.75	0.020
	18	Gneiss rocks (GNEISS)	0.0724	-31.06	1.75	0.020
	19	Lacustrine deposits (LACU)	0.0876	-31.10	1.85	0.005
			R ² for all 15 variables	0.0934		

*Akaike information criterion.

4.4.3.3 Selection of environmental variables

Selection of explanatory variables by RDA was conducted to determine which environmental variables significantly explained the distribution of the diatom assemblages throughout the lakes. Step-by-step selection, following the method described by Blanchet et al. (2008), was conducted separately for the four types of variables: (i) causative variables (chemical or physical), (ii) response variables (biological, physical, or chemical; e.g., Chla), (iii) morphometric and geographic variables, and (iv) geological variables. The goal was to retain only the variables that explained a complementary and non-redundant part of the diatom among-lake variation for each variable type. This analysis was conducted using the ordiR2step() function of the VEGAN software package (Oksanen et al. 2013). After selection of the variables in each variable type class, variance partitioning (Borcard et al. 1992) was conducted by RDA between the response matrix (diatom assemblages) and the four environmental (explanatory) matrices, to determine their unique and joint influences on the variability of the assemblages. This analysis was conducted using the varpart() function of the VEGAN package.

A final tb-RDA was performed using the retained environmental variables to illustrate the relationship between the significant explanatory variables and their influence on the diatom assemblages. The significance of all terms together has been assessed using permutation tests with the ANOVA function of the VEGAN package.

4.4.3.4 *Inference models*

The development of the inference models initially required the exclusion of lakes that were outliers with respect to the taxonomic and water physical and chemical data. The justifications are explained in the Results and discussion.

Inference models were developed to predict the TP concentrations using weighted averaging regressions (WA) and weighted averaging partial least squares regressions (WA-PLS). The two methods are based on the assumption that a species is most abundant when conditions are optimal for its growth (ter Braak and van Dam 1989). The WA function supports both classic and inverse deshrinking regression. Only the classic WA method for unimodal ecological patterns was used, as the inverse WA gives the same result as a one-component WA-PLS. WA-PLS uses the residuals of the model by integrating them as components in a successive manner (ter Braak and Juggins 1993). This method is thus considered more powerful than WA, but WA-PLS reveals also two disadvantages. First, it can easily over-fit the data, and second, it needs careful model diagnosis to understand why higher components improve the fit to the training data set (Juggins and Birks 2012).

The weighted averaging regressions and the development of the inference models were conducted using the `wa()` and `wapls()` functions of the PALTRAN software package in R (Adler 2010), as well as the `WA()` and `WAPLS()` functions of the rioja software package (Juggins 2013b).

4.4.3.5 *Evaluation of model performance*

In a first step, two performance criteria were used to evaluate the inference model: the coefficient of determination (R^2) and the value of the square root of the sum of the squared errors (RMSE). In a second step, a model validation was conducted to determine if the model was too specific to the data for which it was developed (over calibrated). Indeed, a model is considered too specific when it has problems in adequately predicting samples that do not belong to the data set used for its calibration. A generalist model will usually provide better results. Two nonparametric validation tests were used to judge the performance of the models: bootstrap and cross-validation (leave-one-out or jackknife). The performance of the validation tests is given by the validated coefficient of determination (R^2_{boot}) and the value of the square root of the sum of the predicted squared errors (RMSEP). The retained model displayed the smallest RMSEP and the smallest maximum error. In a third step, the potential influence of spatial autocorrelation was verified. Telford and Birks (2005) argue that spatial structure in environmental variables causes cross-validated estimates of the predictive power of transfer functions to be over-optimistic, and can result in inappropriate model selection. Thus, we assessed whether the effect of spatial autocorrelation could have an undesired influence in our model. To this effect, we

followed the proposed Telford and Birks (2009) procedure. This implies the calculation of the effect of site elimination for different geographical distances in a validation test by permutation. Then, the performance (R^2) of these models is compared to that of the models that randomly eliminate a portion of the sites. This analysis was performed with the *rn* function in the *palaeoSig* package (Telford 2013). In a fourth step, taxa occurrences were also used to judge the performance of the inference models, with this criterion also being evaluated in terms of the value of the maximum error (or bias), which should be minimized. In a fifth step, the residuals were examined as a function of the model predictions, as recommended by Racca and Prairie (2004), to document the bias that can be attributed to each model.

4.4.3.6 *Analogy test*

An analogy test was conducted between the diatom assemblages predicted by the inference model and those found in the reconstructed sedimentary sequence to document the similarities between the assemblages of the modern data set and those of the sedimentary sequence. The method followed Overpeck et al. (1985). The dissimilarity between the fossil assemblages and those of the inference model was compared using Orłóci's chord distance. If the dissimilarity of the fossil assemblage exceeds the 95th percentile of the dissimilarity of the model's assemblages, it is not appropriate to use the inference model on the fossil assemblages. The representation of the dominant species within the data set was also an important criterion to determine the appropriateness of the model used.

4.4.4 Data used for testing the inference models

The TP inference models were tested using data that were acquired in two previous studies conducted on Lac Nairne and its watershed. Lac Nairne (47°41'N, 70°21'W) is located within the municipality of Saint-Aimé-des-Lacs in Charlevoix, on the northern shore of the Saint Lawrence River, approximately 125 km east of the city of Québec. The lake has an area of 2.43 km² with a watershed of 28.95 km². Land use and the geology of the watershed, including the lake limnological characteristics, are described in Labrecque et al. (2012).

The study of Roy (2012) included two sediment core sequences obtained from Lac Nairne (N-01), obtained during the summer of 2009. The N-01 sequence is 50 cm long and was used to identify and count the fossil diatom assemblages. Using the fossil diatom assemblages of Lac Nairne, a semiquantitative index of trophic state was calculated with the aid of the main diatom taxa identified and counted. The index was constructed by documenting the trophic preferences of the main taxa (arbitrary values forming a linear scale) and multiplying this trophic "rating" by the taxon abundances and then summing the values for all taxa in the assemblage. Thus, to develop the trophic state index, a species with oligotrophic preference was assigned a lower rating than a species with eutrophic preference. The final index contained 27 taxa comprised of the most abundant taxa with known autecologies (Roy 2012). This rating system was developed to allow the comparison of the

performance of an interpreted change profile sequence with a semiquantitative index, as well as against an inference model. Considering that the inference models developed in this study were based on the ecological principle that a taxon shows maximum growth in an environment with optimal conditions, it is reasonable to expect similar trends between the profile of the semiquantitative trophic index and the profile of inferred TP values, if phosphorus is the limiting nutrient. A Pearson correlation test was conducted between the inferred TP concentration values and those obtained by the semiquantitative index to compare them. Data relating to the phosphorus budget of the Lac Nairne watershed (Labrecque 2013), according to current and past land uses, were used to compare the values inferred by our TP concentration models and those estimated by Labrecque (2013). The latter used phosphorus export coefficients, based on the various land uses (forestry, agriculture, grassland, urbanization, etc.) and on point sources (e.g., septic tanks) to calculate TP inputs into the lake over several years. Thus, the results correspond to TP concentration in micrograms per litre ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) transported to the lake. The historical land use of the region was interpreted through analysis of aerial photographs (Labrecque 2013).

The data collected from Lac Nairne by the Réseau de suivi volontaire des lacs (RSVL) of the Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP, Quebec Government), along with the limnological studies of Tremblay (2005) and Labrecque et al. (2012), documented the levels of TP measured in the water column over 5 years. These measured TP concentration values were also compared with the inferred TP concentration values. The Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) (1982) trophic state classification system was used to compare the results of the three methods (inferred, measured, and estimated with export coefficients). The scale is divided into seven classes in terms of TP, Chla, and water transparency. This classification is based solely on TP.

4.5 Results and discussion

4.5.1 Correlations among variables

Several of the explanatory variables were correlated to one another (see Table A4, Pearson correlation matrix). The values for TP, TSS, and TiN:TP were strongly correlated. The specific conductivity and alkalinity values were also strongly correlated with each other ($r = 0.93$), as the latter includes the ionic charges of anions and cations present in water, i.e., Ca^{2+} , Mg^{+} , Na^{+} , K^{+} , HCO_3^{-} , SO_4^{2-} and Cl^{-} , with alkalinity corresponding to the quantity of CaCO_3 and Mg present in the water column. Linear correlations exist between specific conductivity (Cond.), sodium (Na), and alkalinity (Alk.). Furthermore, the pH values in the photic zone (pH) varied in accordance with several variables, including TP, Cond., and Alk. It is well known that the pH of the lake water has an important influence on the distribution of diatom assemblages (Smol and Stoermer 2010). It is also known that the pH in the photic zone indicates, among other things, the type of biological activity

(Pourriot and Meybeck 1995). Thus, a major photosynthetic biomass generates a medium for the consumption of carbon dioxide (CO₂) and the production of oxygen (O₂). This effect is much less important in unproductive lakes. In our study, the pH measured in the photic zone is both a response variable (or effect variable) and an explanatory variable (or causative variable).

4.5.2 Stepwise selection

Nineteen variables were retained following stepwise selections conducted separately on the four variable types; the results are presented in Table 4.1. The variables that explained the most variance in the assemblages were TP concentrations, epilimnic pH values, the position of the lake in the drainage system (Strahler), and the geological regions (Ecoreg.).

4.5.3 Influences of the selected variables on the diatom assemblages

The 19 retained variables were subjected to a variance partitioning analysis to determine their unique and shared influence on diatom assemblage variability (Figure 4.2). Together they explained 25.6% (adjusted R^2) of the variance in the diatom assemblages of the 56 lakes (p value = 0.001), whereas unexplained variability (residuals) was 74.4%. In order of significance, the variables that showed the greatest influence on diatom communities were (i) causative variables TP, Al, Fe, Temp., Na, Alk., NiT:TP, Si, and Cond. ($R^2_{\text{adjust}} = 0.048$; 18.7%); (ii) geological variables Ecoreg., CARBO, GNEISS, and LACU ($R^2_{\text{adjust}} = 0.025$; 9.8%); (iii) morphometric and geographical variables Strahler, Zstation, and W/L_Area ($R^2_{\text{adjust}} = 0.014$; 5.5%); and (iv) response variables epilimnic pH, Photic, and Secchi ($R^2_{\text{adjust}} = 0.011$; 4.3%). Shared influences represented 57.8% of the explained variance ($R^2_{\text{adjust}} = 0.148$). This shared variance can be due to, for example, correlations between the location (LAT, ALT) and the physical conditions of the water, such as temperature. Aluminum and iron concentrations tended to decrease in large lakes due to a dilution effect caused by greater water volume and depth. It is also known that the surface area of the water body has an impact on climatic and physical variables, which in turn controls biotic communities (Smol and Stoermer 2010). Other potential explanatory variables have not been considered in this study. For example, lake fetch and the force of winds both affect the mixing of the water column and internal currents (Hausmann and Pienitz 2007; Hausmann et al. 2011).

A final tb-RDA (Figure 4.3) was computed using the 19 retained environmental variables to illustrate the relationship between the significant explanatory variables and their influence on the diatom assemblages. The R^2 of the global model indicates what proportion of the variability in the diatom assemblages is explained by the model and each canonical axis has its equivalent with an eigenvalue (λ). The R^2 of the global model is 0.53 and the first two axes explained together 20% of the variance (λ axis 1 = 0.12 and λ axis 2 = 0.08). Five

canonical axes were significant (p value < 0.001). Table 4.2 shows the correlation coefficients of the first three RDA axes computed using 648 (all taxa) and 164 taxa (occurrence \geq 4); the results are comparable.

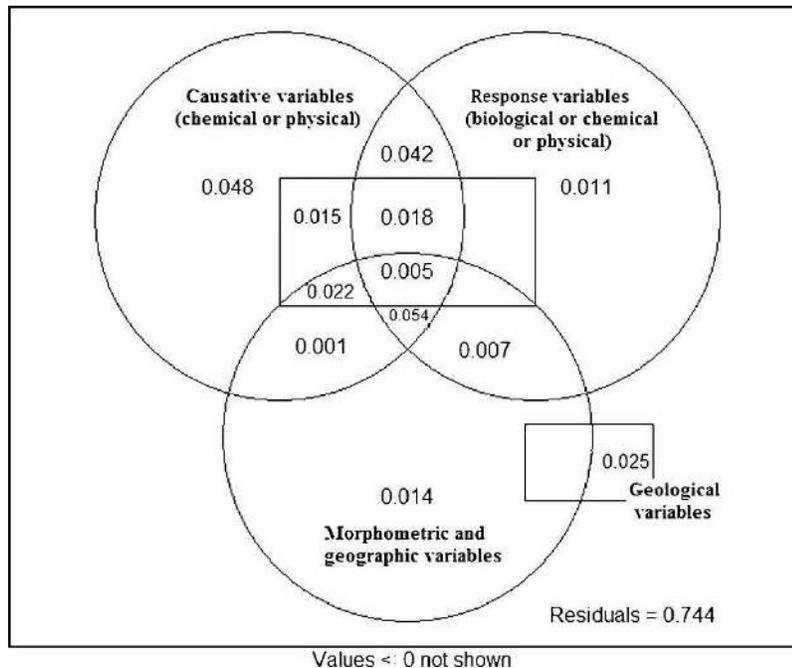


Figure 4.2 : Venn diagram of the partitioning of the response data (diatoms) explained by four data sets: 1, causative variables (chemical or physical) (20); 2, response variables (biological, chemical, or physical) (7); 3, morphometric and geographical variables (15); and 4, geological variables (15).

The variables most significantly correlated with the first axis were the chemical and physical variables (Na, TP, Secchi, NiT:TP, Alk., Temp., pH, Cond., Photic) and the geological regions (Ecoreg). The variables most correlated with the second axis were the morphometric characteristics (ZStation, W/L_Area) and the Strahler classification (Strahler). The directions of the vectors of explanatory variables and relations between them are consistent with our knowledge of the study area and local limnology. Lakes located in the Appalachians and Saint Lawrence Lowlands are richest in nutrients, more productive and alkaline than the acidic and deeper lakes of the Canadian Shield. An increase in nutrients is also accompanied by an increase in specific conductivity and pH. The shallow lakes generally classified in the highest Strahler level, as well as those located at lower elevation and latitude, which usually are enriched in nutrients and show higher epilimnion temperatures. The lakes with a smaller surface area and larger watersheds normally yielded increased concentrations of Fe, Al, Na, and TP.

Figure 4.3a displays the lakes according to species, while Figure 4.3b displays the species as a function of the 19 environmental variables (for clarity only 75 taxa with the best-fit are shown). The fit is measured by the squared correlation of the diatom species with the canonical axes. The codes associated with each of the taxa are listed in Table A5.

The most productive lakes are found in quadrants I and II. Quadrant I groups lakes with the smallest surface areas, which are consequently the shallowest and most enriched in nutrients and ions. The flora of these water bodies, which is often subject to daily mixing, is dominated by tychoplanktonic taxa such as *Staurosirella pinnata* (spin), *Staurosira construens* (scon), *Pseudostaurosira brevistriata* (psbr), and *Staurosira construens* var. *venter* (scve). The median values of alkalinity are highest in these two quadrants. In addition, these productive and alkaline lakes are often inhabited by small species that cohabit with a significant amount of cyanobacteria blooms (field observations). Among these species, *Stephanodiscus hantzschii* (shan) and *Cyclotella meneghiniana* (cmen) are of particularly small size. *Fragilaria capucina* (fcap) is also a dominant species in these environments.

The lakes in quadrant II include mesotrophic lakes and reservoirs with large areas (lakes Memphrémagog, Massawippi, and Magog, and Reservoir Choinière), as well as small lakes that are rich in phosphorus and have high specific conductivity values (e.g., lakes Mandeville, Roxton, Waterloo, Desmarais, and des Chicots). The surface sediments of the large mesotrophic, alkaline, and dimictic lakes (Memphrémagog, Baie Fitch, Massawippi, Magog, Brome, and Nairne) are dominated by *Fragilaria crotonensis* (fcro). In the smallest lakes, *Aulacoseira ambigua* (aamb) is an important planktonic taxon. It is also interesting to note that, despite the considerable size of some of these lakes, their photic zones may reach temperatures as high as those recorded in the more shallow lakes of quadrant I.

Several halotolerant species or planktonic species that are indifferent to specific conductivity are present in quadrants I and II (Siver 1999; van Dam et al. 1994). The main species are *Fragilaria crotonensis* (fcro), *Cyclotella meneghiniana* (cmen), *Stephanodiscus hantzschii* (shan), *Stephanodiscus parvus* and *S. minutulus* (smipar), *Stephanodiscus medius* (smed), *Aulacoseira granulata* (mgra), *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (cple), *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* (fcva), and *Ulnaria ulna* (uuln).

Quadrant III represents the deepest and least productive lakes. The median value of the TiN:TP ratio is much higher than that of the other quadrants because TP concentration is lower. The temperature of the photic zone and the alkalinity values are lower. The lakes of quadrant III are dominated by planktonic species that include *Cyclotella bodanica* (cbol), *Cyclotella stelligera* (cste), *Cyclotella ocellata* (coce), *Aulacoseira tenella* (aute), *Aulacoseira perglabra* var. *florinae* (aufl), and *Tabellaria flocculosa* (tflo) (Figure 4.3b). The dominant species in quadrant III are typical of low alkalinity environments (Camburn and Charles 2000).

Quadrant IV comprises lakes with low TP concentrations (e.g., Duhamel = 1.4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and Entouré = 7.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) as well as high TP concentrations (e.g., Canards = 28.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and Saint-Charles de Bellechasse = 173.3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Despite high TP concentrations in Saint-Charles de Bellechasse due to agricultural activities, *Aulacoseira tenella* (aute) is a dominant planktonic species (15%). The latter is normally associated with oligotrophic conditions and low conductivities, and we suspect that the surrounding bogs explain its abundance. Furthermore, the median values for Fe and Al are higher than those of sites in quadrant III. However, the lakes of quadrant IV possess high ion values. Among these lakes, Lac Duhamel and Lac Saint-Charles de Québec rank the highest with respect to their concentrations of Cl^- and Na^+ . Lake Duhamel is oligotrophic but also alkaline (41 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCO_3 or 820 $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$).

Overall, the RDA and variance partitioning analyses revealed that a large part ($R^2_{\text{adjust}} = 0.048$; 18.7%) of the variance in the diatom assemblages is explained by the unique influence of physical and chemical variables. Inference models were developed for TP, because this variable explained, as expected, the greater independent portion (7%) of the variance in the diatom assemblages.

4.5.4 Total phosphorus (TP) inference models

Table 4.3 displays the results of the optimum inference models obtained using WA with classical deshrinking and WA-PLS with the TP gradient. The number of taxa conserved as a function of the number of occurrences and the number of retained lakes are also shown.

Table 4.2 : Linear correlation coefficients obtained between the 19 environmental variables having a significant influence on the diatom assemblages and axes 1, 2, and 3 of the canonical redundancy analysis (RDA).

Environmental variable	Correlation coefficients					
	With 648 taxa			With 164 taxa (occurrence \geq 4)		
	RDA1	RDA2	RDA3	RDA1	RDA2	RDA3
Al	0.20	-0.37	0.42	0.21	-0.39	-0.42
Fe	-0.25	-0.43	0.65	-0.24	-0.44	-0.65
Na	-0.60	-0.23	-0.25	-0.60	-0.24	0.25
Si	-0.13	-0.02	0.37	-0.14	-0.01	-0.37
TP	-0.77	-0.34	0.09	-0.76	-0.36	-0.09
Secchi	0.66	0.33	-0.30	0.66	0.34	0.30
NIT:TP	0.77	0.30	0.04	0.77	0.31	-0.04
Alk.	-0.78	0.05	-0.28	-0.79	0.04	0.28
Temp.	-0.77	-0.06	0.24	-0.76	-0.08	-0.24
pH	-0.79	-0.08	-0.32	-0.80	-0.07	0.32
Cond.	-0.72	-0.11	-0.31	-0.72	-0.12	0.31
Photic	0.65	0.45	-0.26	0.65	0.47	0.26
ZStation	0.50	0.62	-0.23	0.50	0.62	0.24
W/L_Area	-0.31	-0.19	0.03	-0.31	-0.21	-0.03
Strahler	-0.42	0.58	0.15	-0.42	0.56	-0.15
GNEISS	0.28	0.08	0.36	0.28	0.09	-0.36
CARBO	-0.18	-0.14	-0.35	-0.18	-0.14	0.35
LACU	-0.22	0.21	-0.13	-0.22	0.20	0.13
Ecoreg.	0.35	-0.23	-0.22	0.35	-0.22	0.22

Note: See Table 4.1 for Environmental variable definitions.

Lac Saint-Charles de Bellechasse was eliminated from the data set prior to the development of inference models for the reasons mentioned above. The two-component WA-PLS and the classic WA were the most efficient models (Table 4.3). Statistical performance of the two-component WA-PLS was better than that of the WA. However, a bias exists within the WA-PLS due to the use of inverse regression deshrinking (ter Braak and Juggins 1993). Indeed, the apparent coefficient of determination (R^2_{apparent}) for the two-component WA-PLS (occurrences \geq 4) is 0.91 with a R^2 bootstrap (R^2_{boot}) validation of 0.73. The root of the mean squared prediction error (RMSEP) is $1.88 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, with a maximum error of $4.18 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and a mean error of $1.03 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Furthermore, the coefficient of determination R^2_{apparent} of the classic WA (occurrences \geq 4) is 0.82 and the R^2_{boot} is 0.71. The RMSEP is $1.88 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, with a maximum error of $2.69 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and a mean error of $1.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. These models cover a gradient from 0.9 to $170.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, representing ultra-oligotrophic ($<4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) to hyper-eutrophic ($>100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) conditions (OECD 1982). Thus, the RMSEP of the two models equals 1% of the TP gradient. The inference model based on 163 species (occurrences \geq 4) rather than 486 species (occurrences \geq 1) performs slightly better. In addition, its maximum error was smaller.

Table 4.3 : Performance statistics for the best performing WA-PLS and classic WA model for the reconstruction of total phosphorus (TP).

Total phosphorus (TP)					
WA-PLS (two-component)			Classic WA		
No. of lakes	55		No. of lakes	55	
No. of taxa (1 occurrence)	486		No. of taxa (4 occurrences)	163	
Gradient	0.9–170.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		Gradient	0.9–170.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	
	log10	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		log10	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
WAPLS (two-component)			WAPLS (two-component)		
R^2_{apparent}	0.9681	—	R^2_{apparent}	0.9128	—
Mean error	0.0057	1.01	Mean error	0.0077	1.02
RMSE	0.1379	1.37	RMSE	0.1267	1.34
$R^2_{\text{boot}}^*$	0.7111	—	$R^2_{\text{boot}}^*$	0.7349	—
Mean error	0.0104	1.02	Mean error	0.0124	1.03
Max. error	0.7861	6.11	Max. error	0.6208	4.18
RMSEP	0.3027	2.01	RMSEP	0.2774	1.89
Classic WA			Classic WA		
R^2_{apparent}	0.8725	—	R^2_{apparent}	0.8204	—
Mean error	0.0000	1.00	Mean error	0.0000	1.00
RMSE	0.1849	1.53	RMSE	0.2805	1.91
$R^2_{\text{boot}}^*$	0.6750	—	$R^2_{\text{boot}}^*$	0.7110	—
Mean error	0.0000	1.00	Mean error	0.0077	1.02
Max. error	0.6634	4.61	Max. error	0.4304	2.69
RMSEP	0.2997	1.99	RMSEP	0.2744	1.88

*Validated by bootstrap, 1000 cycles.

Figure 4.4 illustrates the performance statistics for our two TP models with occurrence ≥ 4 and classic WA of Köster and Pienitz (2006). The number of intervals is proportional to the number of observations (lakes/10). The bias of TP classes provides a better assessment of the model performance than the regression of residuals. According to the validation of classic WA, the model tends to slightly overestimate or to underestimate the TP values (bias $< 1.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ or $[0.1]$ TP \log_{10}) depending on class. Based on the two-component WA-PLS, the biases are of the same order of magnitude as those of the classic WA model. The TP optimum values for individual species estimated from the classic WA model and the regression coefficients r species parameters (or species parameters “optima”) from the WA-PLS model are listed in Table S1. Finally, the model by Köster and Pienitz (2006) generates biases that are greater at the gradient extremes than in our models (bias $< 2.0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ or $[0.3]$ TP \log_{10}).

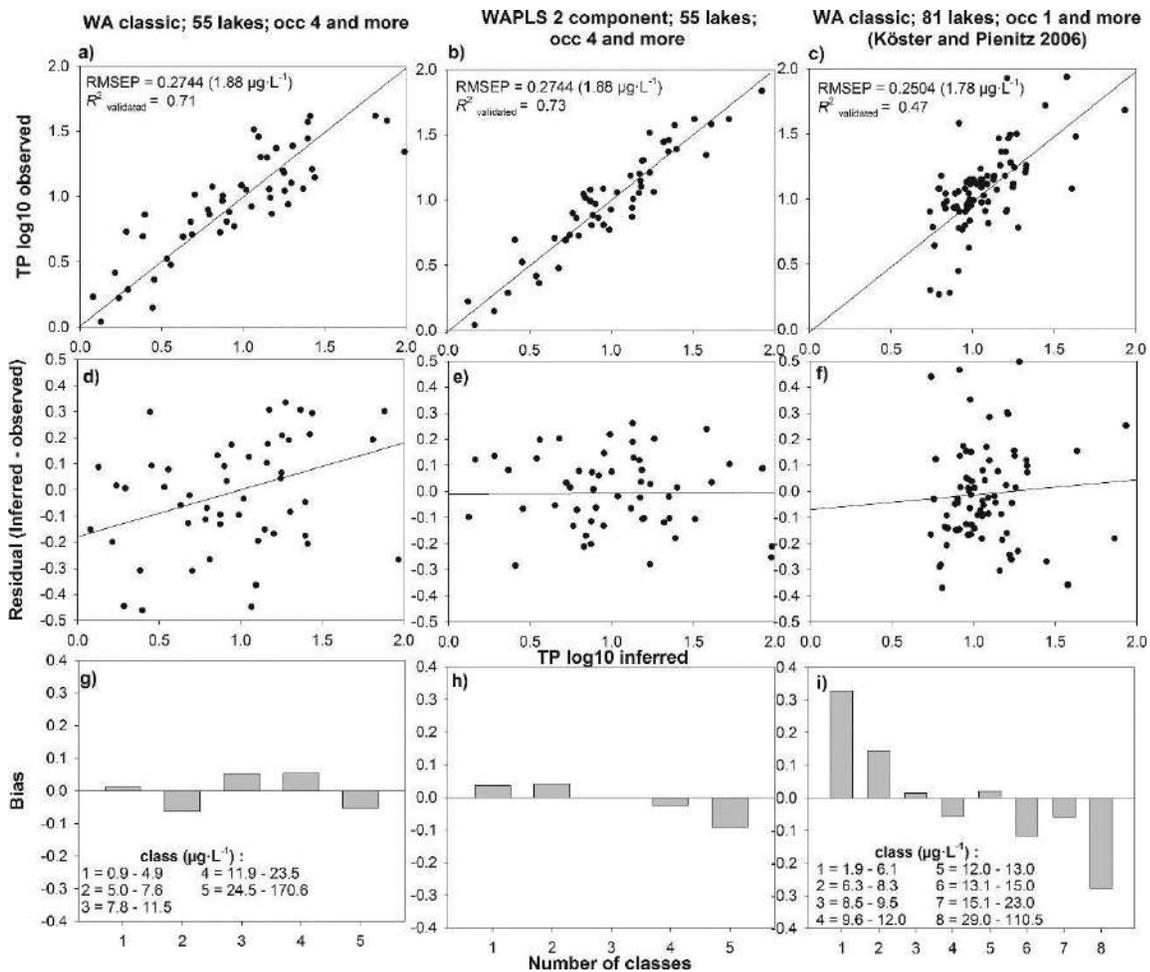


Figure 4.4 : Total phosphorus (TP) log₁₀ observed against TP log₁₀ inferred values (a, b, and c), residuals against predicted values (d, e, and f), and mean bias per interval gradient (class) (g, h, and i) for our two TP models; classic WA, two-component WA-PLS, and classic WA of Köster and Pienitz (2006). The number of classes is proportional to the number of observations (lakes/10).

4.5.5 Does spatial autocorrelation affect the performance of our inference models in an inappropriate way?

As proposed by Telford and Birks (2009), we calculated the effect of deleting sites from a geographic neighbourhood on the R^2 to gauge the effect of spatial autocorrelation on the inference model (WA). Figure 4.5 presents these results. The assumption is that if there was spatial autocorrelation, deleting analog sites before applying the cross-validation test would cause a drop of R^2 with this test. Several cross-validation tests were produced for each geographic distance (25–150 km). The line with open circles shows the effect of deleting sites at random (mean of 10 trials), whereas the line with closed circles shows the effect of deleting sites from the geographical neighbourhood of the test-site on the transfer function R^2 . The dotted line with crosses shows the effect of deleting sites that are environmentally most similar on the transfer function R^2 . Thus, spatial

autocorrelation had no effect since R^2 did not drop in a drastic way but decreased gradually with a greater fraction of sites deleted. These results are consistent with Telford and Birks' (2009) diatom-pH model. As they mentioned, spatial autocorrelation may be a much greater challenge for a data set involving an open system like an ocean than the sum of several closed systems, such as our lake systems. Based on our results, spatial autocorrelation does not seem to play an important role in our inference TP model.

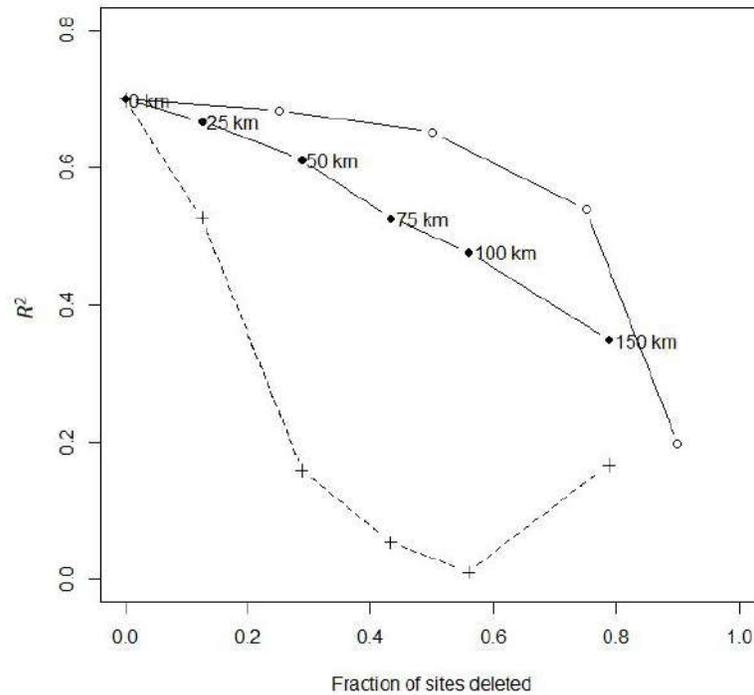


Figure 4.5 : The effect on transfer function R^2 of deleting sites at random (mean of 10 trials; open circles); from the geographical neighbourhood of the test site (closed circles); or that are environmentally most similar (dotted line with crosses) during cross-validation.

4.5.6 TP reconstruction based on fossil diatom assemblages from Lac Nairne

The TP values inferred for the sediment sequence from Lac Nairne (Roy 2012) were obtained using the previously calibrated classic WA and WA-PLS (55 lakes and occurrences ≥ 4), to reconstruct its trophic evolution over the past 2000 years. First, an analog test between the modern diatom assemblages of the model data sets and the fossil data of the Lac Nairne sediment sequence was conducted (Figure A1). The inferred TP values were compared with those measured in the water column for the summer periods of 2004, 2005, 2008, 2009, and 2010, as well as with TP values estimated using export coefficients of the watershed's phosphorus flowing towards the lake (Labrecque 2013). Table 4.4 displays the data set, as well as the TP values inferred from the diatom-based models.

Table 4.4 : Total phosphorus (TP) values measured, estimated, and inferred for the water column of Lac Nairne, Charlevoix.

TP measured in water column							TP inferred (occurrence ≥ 4)						TP estimated		
Sampling year	TP values ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)						TP values ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1} \pm 1.9$)						With exportation coefficient for phosphorus ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		
	Mean	June	July	August	September	October	Two-component WA-PLS	Classic WA	Average						
2010*	16.6	—	8.1	7.3	34.3	—							14 (20) ^d		
2010 [†]	15.2	Every two weeks in the summer (n=10)													
2009 [‡]	8.7	9.8	9.3	7.0	—	—	Sediment trap			2009	10.9	12.6	11.8		
							Sample location in sediment core N-01			Pb ²¹⁰ dating					
							Core depth (cm)			Upper	Lower	Middle			
2009 [‡]	8.7	9.8	9.3	7.0	—	—	0	0.2	2009	2007	2008	15.8	19.0	17.4	
2005 [‡]	12.0	—	12.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
2005 [§]	19.8	—	17.0	5.0	36.0	21.0	—	—	—	—	—	—	—	—	
2004 [‡]	8.9	—	6.5	11.3	—	—	0.4	0.6	2004	2003	2004	16.0	19.3	17.6	
1980	Aerial photographs to document the land						3.4	3.6	1981	1979	1980	16.4	19.8	18.1	17
							4	4.2	1974	1971	1973	17.1	21.8	19.4	
							4.4	4.6	1969	1966	1967	19.7	24.0	21.8	
1964	Aerial photographs to document the land						—	—	—	—	—	—	—	—	23
							5	5.2	1960	1957	1958	22.0	28.5	25.2	
							5.4	5.6	1954	1952	1953	21.4	27.3	24.3	
1950	Aerial photographs to document the land						—	—	—	—	—	—	—	—	26
							6.0	6.2	1947	1945	1946	19.2	24.3	21.7	
							6.4	6.6	1943	1941	1942	22.1	27.3	24.7	
							6.6	6.8	1941	1939	1940	18.8	23.5	21.1	
							7.0	7.2	1937	1936	1937	17.2	20.7	18.9	
							7.4	7.6	1935	1933	1934	21.1	24.8	23.0	
							8.0	8.2	1930	1929	1930	17.4	20.2	18.8	
							8.4	8.6	1927	1926	1927	14.4	17.3	15.9	
							9.0	9.2	1920	1922	1921	14.8	17.7	16.2	
Before anthropogenic influence	Woodlands (natural conditions)						49.5	50.0	C ¹⁴ dating -900 AD			7.4	8.9	8.1	5.3

* This study

† Labrecque et al. (2012)

‡ Réseau de suivi volontaire des lacs (RSVL) of Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP 2012)

§ Tremblay (2005)

|| Labrecque (2013)

¶ Included release phosphorus in water by sediment

The general trends of the data obtained from the different methods concerning the chronological sequence led to the same conclusions. This means that the TP values, either inferred or estimated using TP export coefficients, showed the same result with respect to the trophic status evolution of the lake through time. The bias associated with different classes of TP shows an inverse trend between the classic WA model (Figure 4.4g) and the two-component WA-PLS model (Figure 4.4h). Consequently, using the average of the two models resulted in better inferred values, as these were closer to those obtained using the TP export coefficients, except for the base of the core. The bedrock of the Lac Nairne watershed is composed of 25% carbonate rocks which could explain the higher natural TP content than normally observed in Canadian Shield lakes. The presence of carbonate rocks also likely explains that Lac Nairne waters are alkaline ($43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ of CaCO_3 or $860 \text{ }\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$). TP export coefficients developed by the Lakeshore Capacity Model (Paterson et al. 2006) have been calibrated based on south-central Ontario lakes that are also located on the Canadian Shield, yet alkaline lakes like Lac Nairne were not present except for one. The particular geological setting of Lac Nairne could explain export coefficients that underestimate natural TP concentrations in the lake. Bennion et al. (2005) compared the natural phosphorus concentrations of 62 lakes from Britain with the inference model based on the diatom assemblages and TP export coefficients model, and in 74% of cases the concentration obtained using diatoms was higher than that obtained with the export coefficients model.

The evolution of trophic state in Lac Nairne reveals that prior to any human activities in the catchment (50 cm depth in sediment record), the concentration of TP varied between 5.3 and $8.1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The inferred data classify Lac Nairne as oligotrophic during this period. By the 1930s, anthropogenic enrichment had already begun. Between 1940 and 1958 (6.8–5.2 cm depth), TP concentrations inferred by models and estimated with the TP export coefficients attained their maximum, ranging between 21.1 and $26.0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ($>20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), which rates the lake as meso- to eutrophic. In the 1980s, both the inferred and estimated TP concentrations varied between 17.0 and $18.1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. These lower TP values represent a mesotrophic state ($<20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). From 2004 to 2010, the inferred and estimated TP values ranged between 17.4 and $20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The limnological study of Lac Nairne conducted in 2010 effectively classifies the lake as mesotrophic, confirming the overall similarity of the results. The inferred TP values, as well as those estimated using the export coefficients, indicate a recovery of Lac Nairne that was favored by decreasing agricultural activities in the watershed in the 1970s, along with a natural and gradual reforestation process that occurred over the same time period. However, it is important to note that the concentrations measured in the water column between 2004 and 2010 were highly variable, as sampling intervals and areas were not constant from year to year. Thus, an analysis of the fossil diatom assemblages for a given period (~ 1 year) may provide more precise and relevant data concerning the overall trophic state of the lake than instrumental measurements if the latter were not taken in a systematic manner.

4.5.7 Comparison of the reconstruction models using different data sets

To determine the performance of the new models in this study and to compare the values inferred by another model, the historical TP levels of Lac Nairne were also reconstructed using the data sets of Köster and Pienitz (2006). First, an analogy test between the modeled diatom assemblages of Lac Nairne was conducted (Figure A2). The fossil assemblages of Lac Nairne were below the 95th percentile dissimilarity threshold of the data sets. However, three important species that were found at various levels in the Lac Nairne sediment core record were absent from the data set, including *Cyclotella bodanica* var. *lemanica*, *Fragilaria capucina*, and *Stephanodiscus medius*. Thus, the lower levels of the Lac Nairne sediment sequence (31–59 cm core depths), which include relative abundances of *Cyclotella bodanica* var. *lemanica* reaching up to 20%, were not included in the model reconstruction.

The TP model of Köster and Pienitz (2006) is based on diatom assemblages sampled from the surface sediments of 81 lakes in New England, selected from a data set of more than 200 lakes from the northeastern United States (Dixit et al. 1999). The TP gradient of Köster and Pienitz (2006) varies between 1.9 and 110.5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, as compared with the gradient of our model (0.9 to 170.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Thirty taxa from the diatom assemblages of Lac Nairne were common in both data sets.

The performance statistics of the inference models developed using the classic WA and two-component WA-PLS along with the data set of Köster and Pienitz (2006) are presented in Table 4.5, whereas the classic WA model performance is shown in Figures 4.4c, 4.4f, and 4.4i. The results of the reconstruction are illustrated in Figure 4.6. Values inferred by this model for the upper levels were generally lower than those inferred using our data set. These results are consistent with the model bias (Fig. 4.4i, class 4). The classic WA developed using the data set of Köster and Pienitz (2006) yielded values closer to those inferred by the two-component WA-PLS of the present study. Overall, the profiles show the same trends over time. The divergent values can be attributed to the greater dissimilarity between Lac Nairne assemblages and those of Köster and Pienitz (2006).

Table 4.5 : Performance statistics for the WA and the two-component WA-PLS models developed using the data set of Köster and Pienitz (2006), including 188 taxa and 81 lakes.

	WA	Two-component WA-PLS
R^2_{apparent}	0.71	0.80
$R^2_{\text{boot}}^*$	0.47	0.54
Mean error	1.02 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1.01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Max. error	3.28 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	3.53 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
RMSE	1.58 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1.38 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
RMSEP	1.78 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1.74 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

*Validated by bootstrap, 1000 cycles.

The average bias illustrated in Figure 4.4*i* shows that inferred values tended to underestimate TP concentrations for values $\geq 9.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The number of taxa used to infer TP values is smaller in the model of Köster and Pienitz (2006) than in our model. This could explain why the most important peaks are associated with specific species, such as *Stephanodiscus hantzschii*, *Staurosirella pinnata*, *Aulacoseira granulata*, *Eolimna minima*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, and *Planothidium lanceolatum*. In summary, the TP values inferred with this study's data set for the upper sediment levels are of the same order of magnitude as those measured by Labrecque et al. (2012) and comparable to the estimates produced using the export coefficients related to the human occupation of the Lac Nairne watershed (Labrecque 2013).

4.5.8 Comparison between the TP values inferred and the semiquantitative index

Figure 4.7 shows the TP values inferred from this study's models, as well as those developed using the index calculated with the fossil diatoms identified and listed by Roy (2012); all values are thus based on the diatom assemblages of Lac Nairne. A Pearson correlation test was conducted between the three sections of the profile, based on clusters from Ward's minimum variance method (Ward 1963), with the fossil diatom assemblages of Roy (2012). Section 1 comprised depths from 0 to 8.2 cm, section 2 from 8.4 to 29.5 cm, and section 3 from 31 to 50 cm. The similarity between the profiles was good except for the uppermost zone (zone 1) where the trend between 4.4 cm to the core top was almost reverse ($r = 0.14$; p value = 0.545). The correlation (r) between the curves of zone 2 was 0.63 (p value < 0.000) and the correlation (r) between curves in zone 3 was 0.89 (p value < 0.000). The low correlation between the curves of zone 1 is explained by the extreme influence of *Fragilaria crotonensis* and *Aulacoseira ambigua* in the semiquantitative index and the underestimation of the *Stephanodiscus* spp. signal, associated with eutrophic conditions. In contrast, the TP inference models better predicted the overall increase of *Fragilaria crotonensis* in zone 1, as they reduce the importance of this bloom-forming taxon. This effect was also observed in the inversed peak from 4.4 to 4.6 cm depth. At this level, *Fragilaria crotonensis* drastically decreased in the assemblages and consequently reduced values of the semiquantitative index

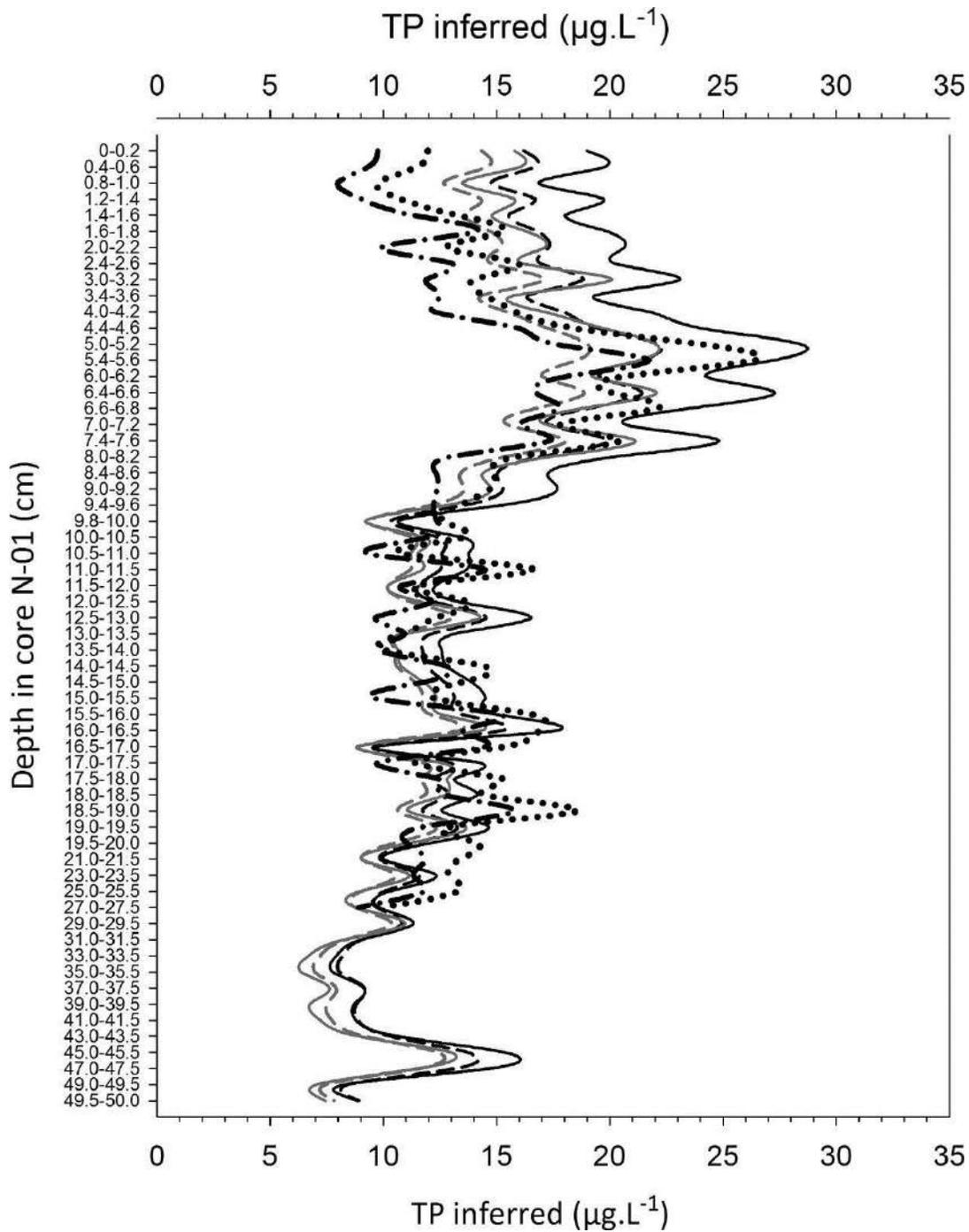


Figure 4.6 : Total phosphorus (TP) profiles inferred using the Lac Nairne diatom assemblages and the data sets of this study (long-dashed black line, classic WA and occurrences ≥ 1 ; solid black line, classic WA and occurrences ≥ 4 ; long-dashed grey line, two-component WA-PLS and occurrences ≥ 1 ; solid grey line, two-component WA-PLS and occurrences ≥ 4) and those of Köster and Pienitz (2006) (dotted black line, classic WA; dash-dot black line, two-component WA-PLS).

4.5.9 Choice of inference model

The choice of an inference model is first based on its statistical performance. In addition, it should be subjected to a validation test. The WA-PLS excels for finding a linear solution that minimizes the sum of squares errors when calibrating a model. For example, if a null-type inference model is constructed using a diatom assemblage from a modern data set with the TP values being randomly mixed, the results show that the null-type WA-PLS will perform well notwithstanding, as the R^2 of the model is 0.91 and the RMSE is $1.70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. In contrast, when the R^2 is validated using a bootstrap (1000 cycles) or leave-one-out cross-validation test, the results indicate that the model has no predictive value ($R^2_{\text{adjust}} = 0.004$). Figure A3 shows a graphical representation of the results of the two-component null-type WA-PLS.

Second, model accuracy must be defined as the ability to quantitatively infer historical changes in TP measurements (Hall et al. 1997). The results of the study also show that the inference models with the best statistical performance are not necessarily the best for reconstructing a variable for a given lake. Third, the potential inappropriate effect of spatial autocorrelation must be assessed. Fourth, the inferred values must be tested against instrumental observations to ensure the adequacy of the model variable. Our modelling tests with sodium (Na) showed that it was correlated with TP, and that it also explained a portion of the variability in the assemblages, independently of other variables, and that model performance was acceptable. On the other hand, the reconstructions of the top-bottom (modern-fossil) assemblages in 56 cores have shown that Na was a surrogate of TP. Such situations occur when the wrong inferred value systematically adopts the behaviour of the variable that has real influence. Finally, as suggested by Racca and Prairie (2004), only plots of residuals against predicted values are useful to evaluate the general inherent trends of numerical models. In addition, the bias by class is most appropriate for discriminating the best model for a specific lake.

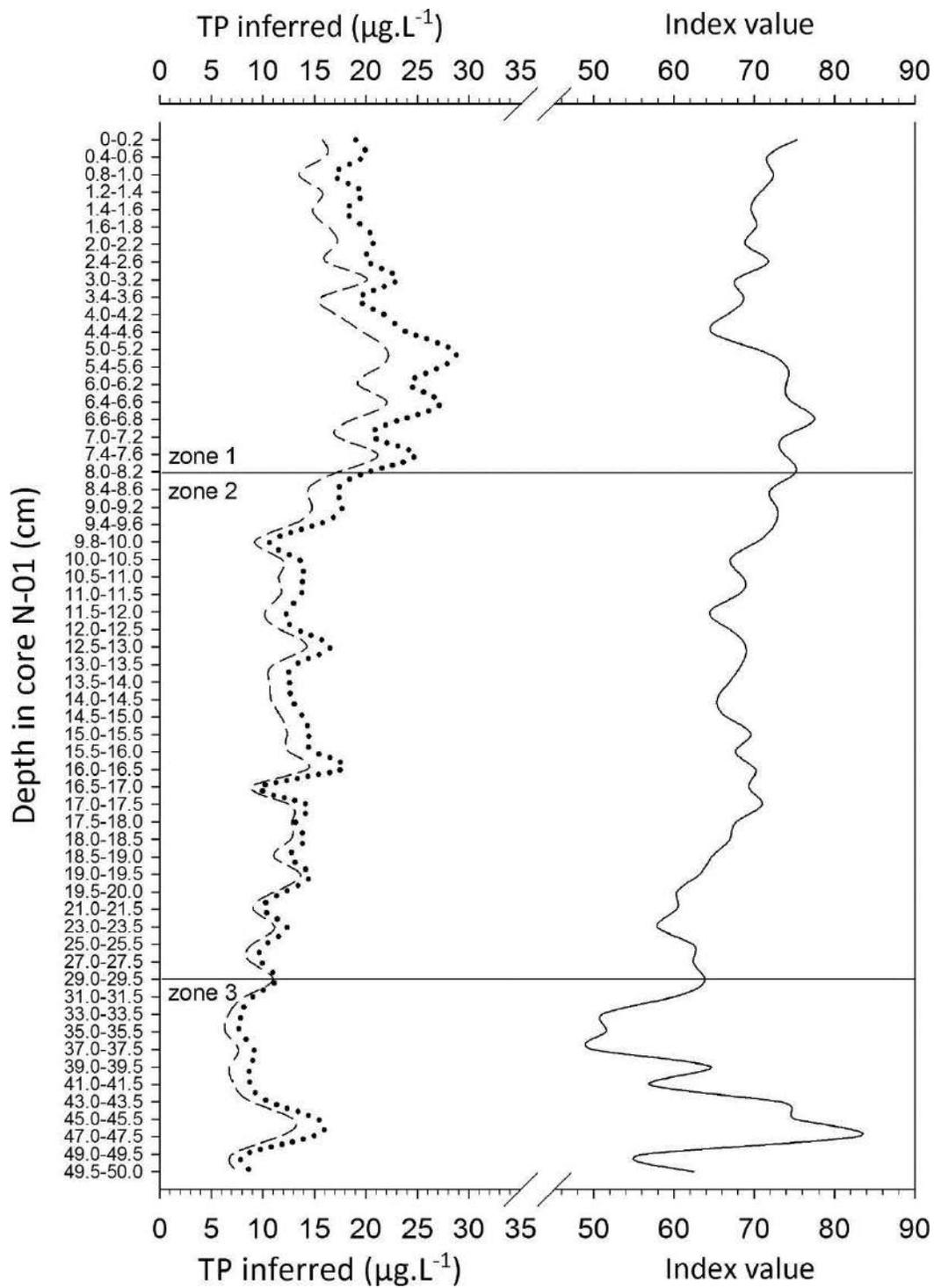


Figure 4.7 : Total phosphorus (TP) profiles of the Lac Nairne water column inferred using the study's models with occurrences ≥ 4 (dotted line, classic WA; long-dashed line, two-component WA-PLS) and a semiquantitative diatom index (solid line).

4.5.10 Reliability of inference model

The growing limnological knowledge of the Lac Nairne ecosystem indicates that the TP inference model provides a coherent and accurate depiction of this evolution. In addition, a comparison of the inferred TP levels with those obtained using the semiquantitative index emphasizes that inference models incorporate complex interactions between communities in different trophic states by using weightings applied to the taxa of an assemblage based on a set of observations. For example, *Fragilaria crotonensis* possesses relative abundance values within an assemblage that are much higher than those of *Stephanodiscus hantzschii*, despite the environmental conditions being optimal for each taxon. This phenomenon occurs because *Fragilaria crotonensis* produces blooms and grows in conditions that are less restrictive than *Stephanodiscus hantzschii*, while the latter is subjected to strong pressures from other planktonic communities in eutrophic to hyper-eutrophic environments. Figure A4 shows the number of *Fragilaria crotonensis* and *Stephanodiscus hantzschii* counted in relation to the phosphorus levels measured in the 56 lakes of the data set. The figure shows that, despite the optimal conditions, *Stephanodiscus hantzschii* did not attain the high levels of abundance that *Fragilaria crotonensis* did. The inference model seems to better weigh the variability between the different growth rates between taxa and different trophic states.

A large proportion of the variance in the diatom assemblages of each data set is likely explained by ecological information that is still unknown. In contrast, the results of the comparison tests in this study indicate that the inference models have the capacity to accurately reconstruct trends. However, the precision of the inference models' output will largely depend on the level of precision of the data used to create the models. The modelling of complex systems necessarily involves some degree of simplification. The main factor that contributes to imprecisions in the models is the study object itself. The responses of a living organism to a given variable can be highly variable, even in unicellular organisms. A second factor concerns the precision of the measured variables, which are the averages of three point measurements taken over a specific time frame (summer, spring, or annual). Thus, by accepting these potential factors of imprecision in modelling efforts, it is unreasonable to attach too much importance to the precision of the absolute inferred values. In most cases, the general trends of the evolution of an environmental variable provide insightful and sufficient information, as we have shown via the relationship between the trophic classes and TP concentrations of Lac Nairne. The relevance of the models relies upon their capacity to provide important information as a function of time. Thus, the challenge is to ensure that the data set is adequate for each fossil assemblage. In this way, the methodological imprecision (prediction error) will be constant for all sediment core levels and variations and hence be comparable. Likewise, the accuracy is high enough to use these inference models to determine natural TP concentrations in lakes and thereby estimate their support capacity (or limit capacity) to prevent trophic changes (CCME 2004).

4.6 Conclusion

The results shown here demonstrate that it is possible to attain the objectives defined at the start of this study. The performance of the TP transfer functions is comparable to other TP inference models described in the literature (Table 4.6). Our model yields the best validated R^2 , except for the R^2 of Yang et al. (2008), which is based on a data set with 86 species and an RMSEP that is comparable to the other models.

The results of this study indicate that the new TP models should be useful tools to help guide managers toward concerted action. By documenting natural background conditions and the degree to which they have changed, the models provide important information regarding the sustainable management of a lake or group of lakes. In addition, they allow for realistic recovery goals concerning TP concentrations in the water column to be set

Table 4.6 : Statistical performance of total phosphorus (TP) inference models from various regions in the world.

Gradient ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Model type and season	R^2_{apparent} and R^2_{boot} *	RMSEP ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Location and no. of lakes (n)	Source
1-171	WA, summer	0.82, 0.71	1.88	Southern Quebec (55)	This study
30-550	WA, annual	—, 0.75	1.32	Yangtze River, China (43)	Yang et al. 2008
2-171	WA total, annual	—, 0.50	1.58	New Zealand (53)	Reid 2005
4-54	Two-component WA-PLS, spring	0.69, 0.47	1.55	Southeastern Ontario, Canada (101)	Werner and Smol 2005
3-52	Two-component WA-PLS, summer	0.89, 0.51	3.20	Abitibi and Mauricie, Quebec, Canada (76)	Philibert and Prairie 2002
24-1145	Two-component WA-PLS, annual	0.85, 0.37	1.91	Denmark (29)	Bradshaw et al. 2002
7-370	WA, annual	0.75, 0.47	1.74	Sweden (43)	Bradshaw and Anderson 2001
8-8740	WA, summer	—, 0.55	2.20	Northeastern United States (238)	Dixit et al. 1999
3-83	WA, summer	0.77, 0.52	1.70	Alaska, United States (51)	Gregory-Eaves et al. 1999

*Validated by bootstrap, 1000 cycles.

The Lac Nairne scenario shows that it is impossible to document the trophic evolution of a lake using only a few point summer measurements of TP in the water column, even when conducted over several years (7 years). In contrast, fossil diatoms provide a reliable signal of change in TP over time. Thus, due to the decrease in agriculture and natural reforestation of the watershed since the 1960s, Lac Nairne is currently in a less eutrophic state than it was in 1950, despite the growth of resorts around the lake.

This paper has shown that a paleolimnological approach can provide information about the relationships that exist between certain activities in a watershed and the deterioration of water quality and destruction of habitat over time. In certain cases, this approach is the only available option to investigate past impacts, in addition to being the most direct and efficient method. This approach is, therefore, appropriate for the documentation of the evolution of natural conditions in southern Quebec lakes, with which the support capacity of each lake can be determined.

Overall, it is important to remember that a model can be statistically efficient without being a realistic model, which may be explained by the model capacity itself (e.g., over-fitting) or by the structure of its data (e.g., spatial autocorrelation). Beyond the technical validation of inference models, ecological knowledge and logistic constraints often force us to work with sets of incomplete and imperfect data. It seems impossible to study all the variables of influence as it is an inherent property of biological communities to respond to a whole range of environmental conditions. At the same time, it seems impossible to use predictor variables that are not influenced by others. Thus, model tests are ultimately the best way to assess their validity and to define their limits. In addition, the comparison of TP values of the two independent training data sets used in our study confirmed that diatoms reliably infer TP concentrations and not a surrogate.

Regarding a more technical aspect, our results support points raised by Birks (1995), namely that the average of inferred values obtained with two different methods often yielded the best result. Finally, it seems that violating the “rule of thumb” as expressed by ter Braak (1988) does not prevent the development of interesting TP models. Would it not be appropriate to reassess this rule? If the lakes would have been more carefully selected to minimize variability between other variables of influence, then our model would not have been very useful in practice, given that the TP gradient would have been much shorter.

4.7 Acknowledgements

This project results from a collaboration between Université Laval and CIMA+ and benefitted from funding provided by CIMA+, the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada (Discovery grant of R.P.), and logistical support from Centre d'études Nordiques (CEN). Furthermore, we are grateful to the municipalities in the study region and the residents of the lake catchments. Likewise, we would like to thank the management of the Patrimoine Écologique et des parcs, MDDEFP, particularly Daniel Blais, for his collecting of data concerning the hydrological basins of 56 lakes in southern Quebec, and the management team responsible for the monitoring of the quality of the environment from MDDEFP, particularly from the Réseau du Suivi Volontaire des Lacs (RSVL). Finally, we also thank Paul Jasinski for translating the manuscript, and Dermot Antoniadis and two anonymous referees for their constructive comments.

4.8 References

- Adler, S. 2010. *PALTRAN: WA, WA-PLS and MW for paleolimnology. R package version 1.3-0*. Disponible à <http://www.biologie.uni-rostock.de/abt/botanik/AG-Phykologie/index-engl.htm>.
- Bennion, H., Johnes, P., Ferrier, R., Phillips, G. et Haworth, E. 2005. A comparison of diatom phosphorus transfer functions and export coefficient models as tools for reconstructing lake nutrient histories. *Freshwater Biology* 50, 1651-1670.

- Birks, H.J.B. 1995. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. Dans : *Statistical modelling of quaternary science data. Technical Guide 5*, D. Maddy et J.S. Brew (éditeurs). Quaternary Research Association, Cambridge, pp. 161–254.
- Birks, H.J.B. 1998. Numerical tools in palaeolimnology — progress, potentialities, and problems. *Journal of Paleolimnology* 20(4), 307-332.
- Birks, H.J.B., Lotter, A.F., Juggins, S. et Smol, J.P. 2012. *Tracking environmental change using lake sediments. Vol. 5: Data handling and numerical techniques*. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London, 745 p.
- Blanchet, F.G., Legendre, P. et Borcard, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89, 2623-2632.
- Borcard, D., Legendre, P. et Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73, 1045-1055.
- Bradshaw, E.G. et Anderson, N.J. 2001. Validation of a diatom-phosphorus calibration set for Sweden. *Freshwater Biology* 46, 1035-1048.
- Bradshaw, E.G., Anderson, N.J., Jensen, J.P. et Jeppesen, E. 2002. Phosphorus dynamics in Danish lakes and the implications for diatom ecology and palaeoecology. *Freshwater Biology* 47, 1963-1975.
- Camburn, K.E. et Charles, D.F. 2000. *Diatoms of low-alkalinity lakes in the northeastern United States*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 152 p.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2004. Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique : le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, CCME, Winnipeg. 7 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) 2008. *Détermination du phosphore total dans les eaux naturelle : minéralisation au persulfate; méthode colorimétrique automatisée; procédures adaptées pour le phosphore en teneur élevée et à l'état de trace*, MA. 303 – P 5.0, Rév. 3. 29 p.
- Dixit, S.S., Smol, J.P., Charles, D.F., Hugues, R.M., Paulsen, S.G. et Collins, G.B. 1999. Assessing water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms. Canadien

Journal of Fisheries and Aquatic sciences / *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 56(1), 131-152.

Fallu, M.-A., Allaire, N. et Pienitz, R. 2000. *Freshwater diatoms from northern Québec and Labrador (Canada)*. Bibliotheca Diatomologica Vol. 45. J. Cramer, Berlin/Stuttgart. 200 p.

Gregory-Eaves, I., Smol, J.P., Finney, B.P. et Edwards, M.E. 1999. Diatom-based transfer functions for inferring past climatic and environmental changes in Alaska, U.S.A. *Arctic Antarctic Alpine Research* 31(4), 353-365.

Hall, R.I. et Smol, J.P. 1992. A weighted--averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27, 417-434.

Hall, R.I., Leavitt, P.R., Smol, J.P. et Zirnhelt, N. 1997. Comparison of diatoms, fossil pigments and historical records as measures of lake eutrophication. *Freshwater Biology* 38, 401-417.

Hausmann, S. et Pienitz, R. 2007. Seasonal climate inferences from high-resolution modern diatom data along a climate gradient: a case study. *Journal of Paleolimnology* 38, 73-96.

Hausmann, S., Larocque-Tobler, I., Richard, P.J.H., Pienitz, R., St-Onge, G. et Fye, F. 2011. Diatom-inferred wind activity at Lac du Sommet, southern Québec, Canada: a multiproxy paleoclimate reconstruction based on diatoms, chironomids and pollen for the past 9500 years. *Holocene* 21, 925-938.

Hollister, J. et Milstead, W.B. 2010. Using GIS to estimate lake volume from limited data. *Lake Reservoir Management* 26, 194-199.

Horne, A.J. et Goldman, C.R. 1994. *Limnology*. 2^e édition, McGraw Hill Inc., New York. 576 p.

Idso, S.B. et Gilbert, R.G. 1974. On the universality of the Poole and Atkins Secchi disk-light extinction equation. *Journal of Applied Ecology* 11, 399-401.

Juggins, S. 2013a. Quantitative reconstructions in palaeolimnology: new paradigm or sick science? *Quaternary science reviews* 64, 20-32.

Juggins, S. 2013b. *rioja: analysis of quaternary science data*. R package version 0.5-6. Disponible à <http://www.staff.ncl.ac.uk/staff/stephen.juggins/>.

- Juggins, S. et Birks, H.J.B. 2012. Quantitative environmental reconstruction from biological data. Dans : *Tracking environmental change using lake sediments. Vol. 5: Data handling and numerical techniques*. Édité par H.J.B. Birks, A.F. Lotter, S. Juggins, et J.P. Smol. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. pp. 431–494.
- Kalff, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J. 608 p.
- Koenings, J.P. et Edmundson, J.A. 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: effects of yellow color and turbidity. *Limnology and Oceanography* 36, 91-105.
- Köster, D. et Pienitz, R. 2006. Late-Holocene environmental history of two New England ponds: natural dynamics versus human impacts. *Holocene* 16(4), 519-532.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1986. *Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae*. Gustav Fischer Verlag. 876 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1988. *Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. Gustav Fischer Verlag. 596 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1991a. *Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. Gustav Fischer Verlag. 576 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1991b. *Bacillariophyceae, 4. Teil: Achnantheaceae*. Gustav Fischer Verlag. 437 p.
- Labrecque, V. 2013. *Quand le passé refait surface : caractérisation des apports en phosphore au lac Nairne, Charlevoix, Québec*. Mémoire de maîtrise, Département de géographie, Université Laval, Québec. 107 p.
- Labrecque, V., Nürnberg, G., Tremblay, R. et Pienitz, R. 2012. Caractérisation de la charge interne de phosphore du lac Nairne, Charlevoix (Québec). *Revue des Sciences de l'eau* 25(1), 77-92.
- Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'est du Canada*. Presse de l'Université du Québec. 241 p.
- Legendre, P. et Birks, H.J.B. 2012. From classical to canonical ordination. Dans : *Tracking environmental change using lake sediments. Vol. 5: Data handling and numerical techniques*. Édité par H.J.B. Birks, A.F. Lotter, S. Juggins et J.P. Smol. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London. pp. 201–248.

- Legendre, P. et De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letter* 16, 951-963.
- Legendre, P. et Gallagher, E. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271-280.
- Legendre, P. et Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*, 3^e édition anglaise. Elsevier Science BV, Amsterdam, 990 p.
- Li, T. et Ducruc, J.P. 1999. *Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec*. Ministère de l'Environnement. 90 p.
- Mason, C.F. 1991. *Biology of freshwater pollution*. 2^e édition. Longman Scientific and Technical, Longman Group UK Ltd. 351 p.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) 2012. Disponible à <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm> [visité le 13 novembre 2012].
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, M. et Wagner, H. 2013. VEGAN: community ecology package. R package version 2.0-8. Disponible à <http://cran.r-project.org/>.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) 1982. *Eutrophication of waters — monitoring, assessment, and control*: Paris, OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters. 154 p.
- Overpeck, J.T., Webb, T. et Prentice, I.C. 1985. Quantitative interpretation of fossil pollen spectra: dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. *Quaternary Research* 23(1), 87-108.
- Paterson, A.M., Dillon, P.J., Hutchinson, N.J., Futter, M.N., Clark, B.J., Mills, R.B., Reid, R.A. et Scheider, W.A. 2006. A review of the components, *coefficients* and technical assumptions of Ontario's lakeshore capacity model. *Lake and Reservoir Management* 22, 7-18.
- Philibert, A. et Prairie, Y.T. 2002. Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibi and Haute Mauricie): the possible role of epilimnetic CO₂ concentration in influencing diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology* 27(4), 465-480.

- Pienitz, R., Smol, J.P. et Birks, H.J.B. 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology* 13, 21-49.
- Pourriot, R. et Meybeck, M. 1995. *Limnologie générale*. Masson, Paris, France. 956 p.
- R Development Core Team. 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible à <http://www.R-project.org>.
- Racca, J.M.J. et Prairie, Y.T. 2004. Apparent and real bias in numerical transfer functions in palaeolimnology. *Journal of Paleolimnology* 31, 117-124.
- Reid, M. 2005. Diatom-based models for reconstructing past water quality and productivity in New Zealand lakes. *Journal of Paleolimnology* 33(1), 13-38.
- Roy, A.-J. 2012. *Reconstitution de l'état trophique du lac Nairne, Charlevoix, QC*. Mémoire de maîtrise, Département de géographie, Université Laval, Québec. 122 p.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184,897-899.
- Siver, P.A. 1999. Development of paleolimnological inference models for pH, total nitrogen and specific conductivity based on planktonic diatoms. *Journal of Paleolimnology* 21, 45-60.
- Siver, P.A. et Kling, H. 1997. Morphological observations of *Aulacoseira* using scanning electron microscopy. *Canadian Journal of Botany / Journal canadien de botanique* 75(11), 1807-1835.
- Smol, J.P. et Stoermer, E.F. 2010. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. 2^e édition. Cambridge University Press. 667 p.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions - American Geophysical Union* 8(6), 913-920.
- Telford, R.J. 2013. *palaeoSig: significance tests for palaeoenvironmental reconstructions*. R package version 1.1-2. Disponible à <http://cran.stat.sfu.ca/> [visité le 25 novembre 2013].
- Telford, R.J. et Birks, H.J.B. 2005. The secret assumption of transfer functions: problems with spatial autocorrelation in evaluating model performance. *Quaternary Science Reviews* 24, 2173-2179.

- Telford, R.J. et Birks, H.J.B. 2009. Evaluation of transfer functions in spatially structured environments. *Quaternary Science Reviews* 28, 1309-1316.
- ter Braak, C.J.F. 1985. Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics* 41(4), 859-873.
- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167-1179.
- ter Braak, C.J.F. 1988. *CANOCO — a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis* (version 2.1). Technical Report LWA-88-02. Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. et van Dam, H. 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178, 209-223.
- ter Braak, C.J.F. et Juggins, S. 1993. Weighted averaging partial least-squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia* 269, 485-502.
- Tremblay, R. 2005. *Bilan du suivi limnologique et recommandations pour freiner l'eutrophisation accélérée du lac Nairne et minimiser l'impact de ces symptômes pour les villégiateurs*. Robert Hamelin et associés, QE841-04-038, Lévis, QC, Canada. 27 p.
- van Dam, H., Mertens, A. et Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 117-133.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58, 236-244.
- Werner, P. et Smol, J.P. 2005. Diatom-environmental relationships and nutrient transfer functions from contrasting shallow and deep limestone lakes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 533, 145-173.
- Yang, X.D., Anderson, N.J., Dong, X.H. et Shen, J. 2008. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology* 53(7), 1273-1290.

4.9 Appendix

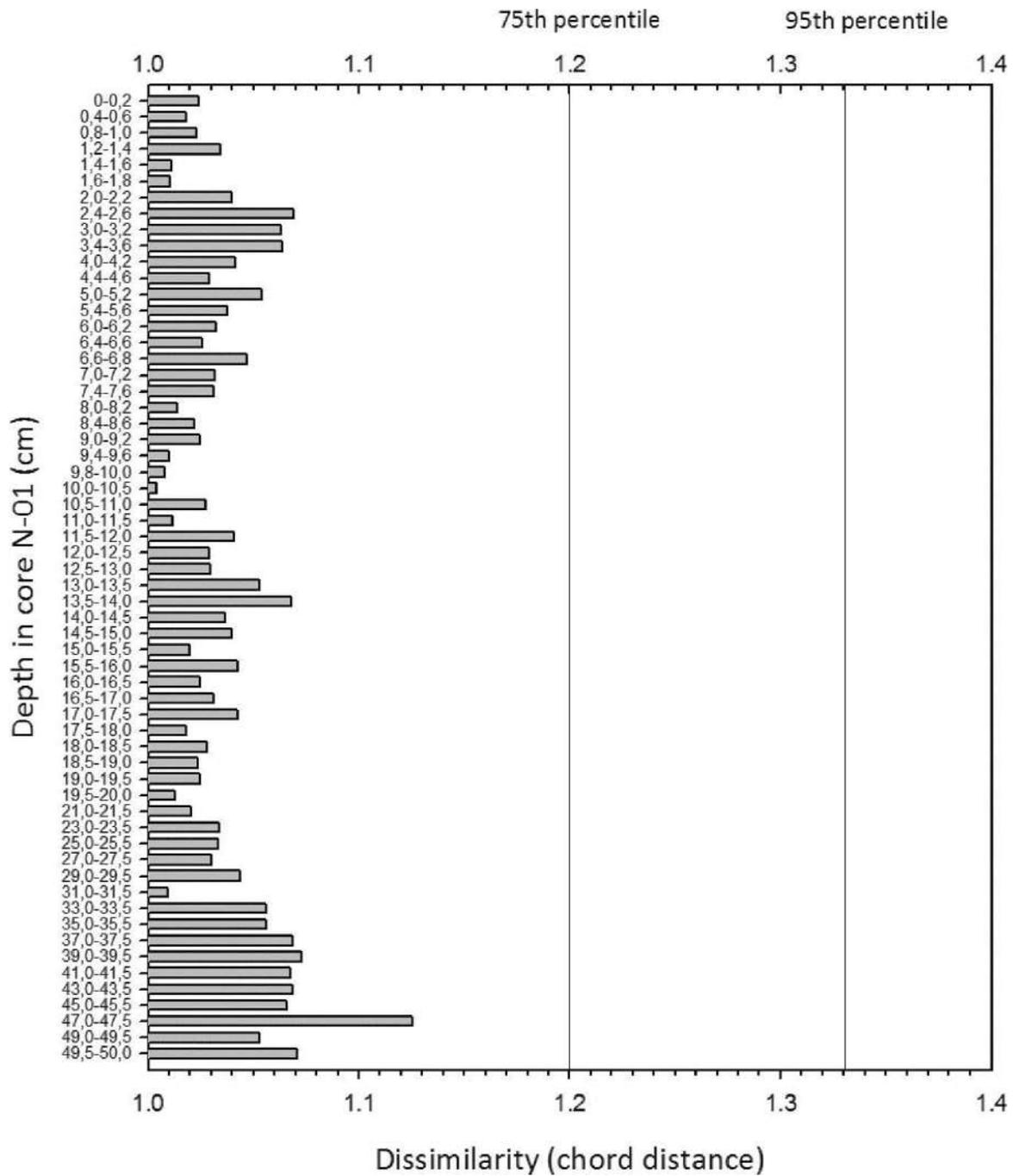


Figure A1: Dissimilarity between the fossil assemblages of Lac Nairne and the data set assemblages of this study.

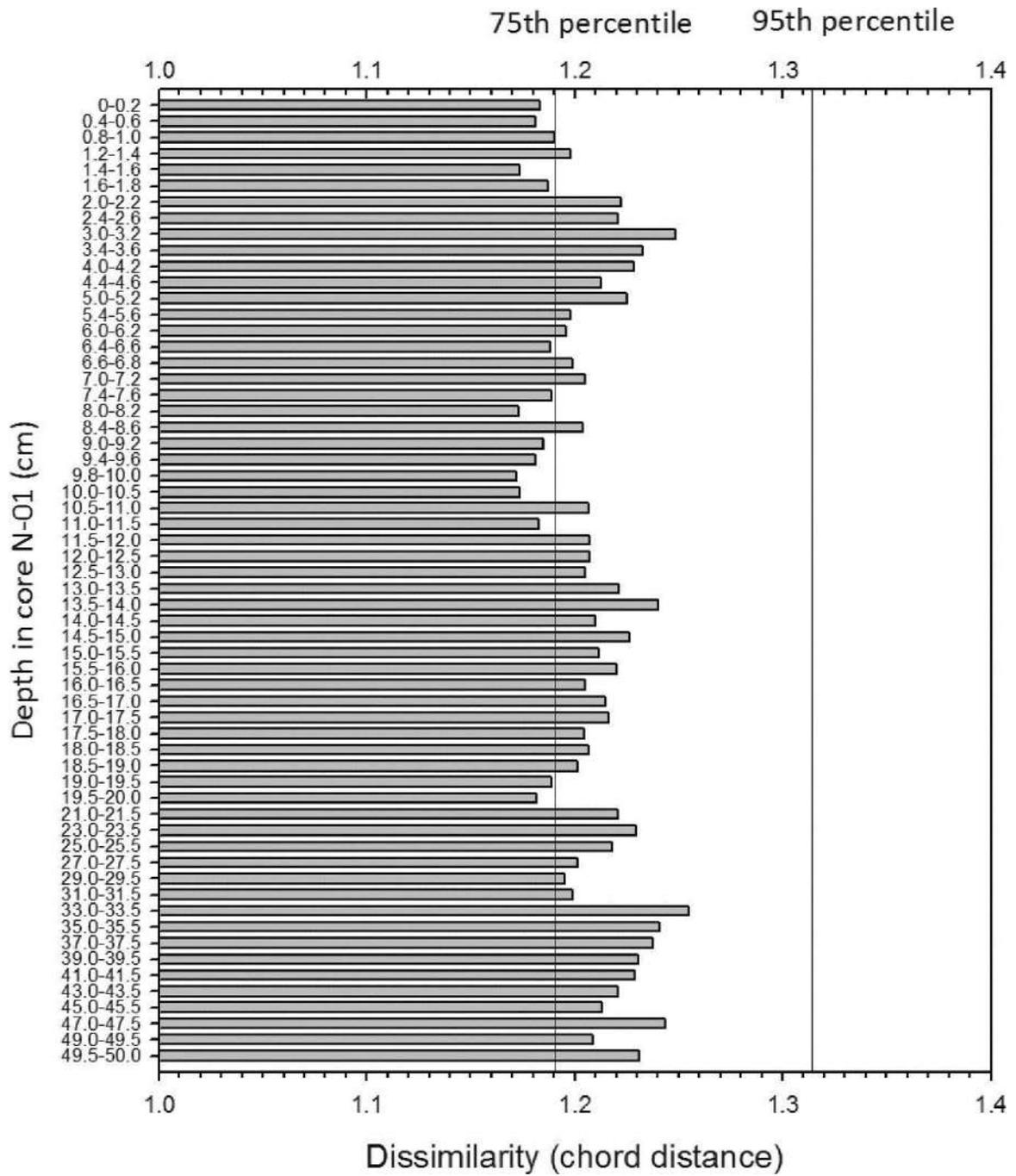


Figure A2: Dissimilarity between the fossil assemblages of Lac Nairne and the data set assemblages of Köster and Pienitz (2006).

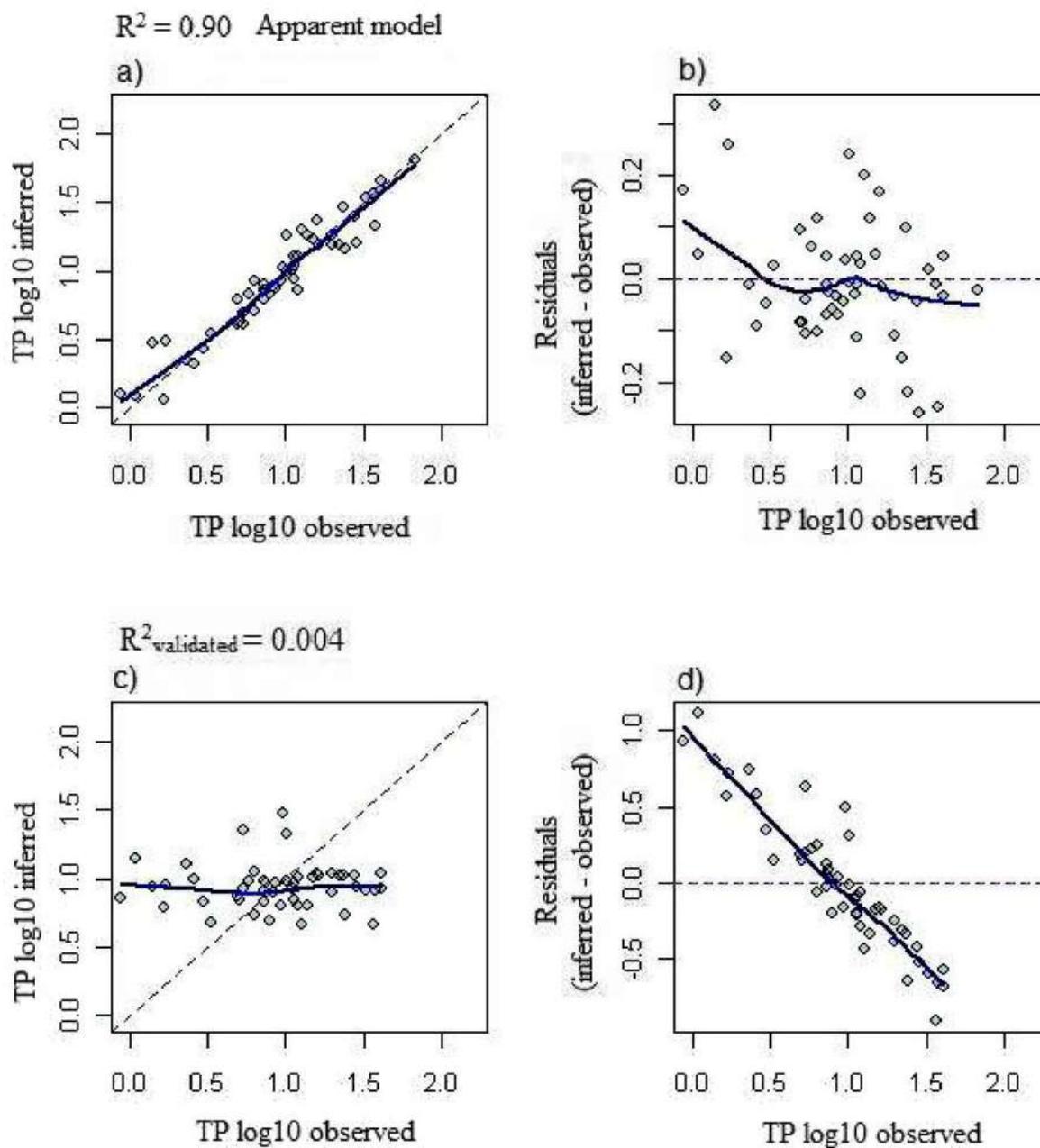


Figure A3: Regression and residuals of the two component null-type WA-PLS created using the randomly mixed log₁₀ total phosphorus (TP) values, along with 52 lakes and 468 taxa. Panels a and b show the apparent model and c and d the validated model.

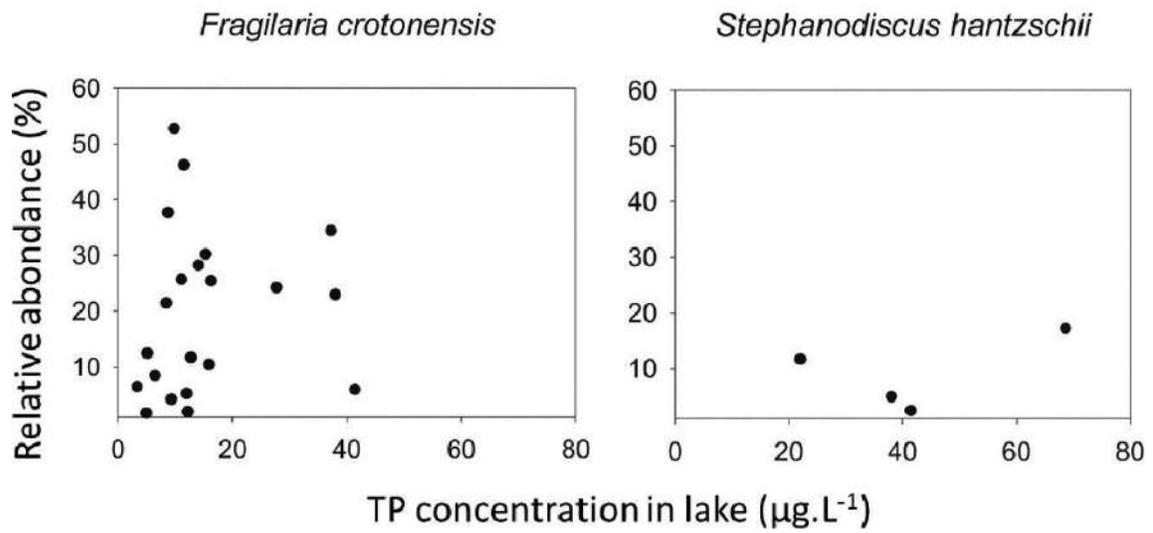


Figure A4: Relative abundance (%) of *Fragilaria crotonensis* and *Stephanodiscus hantzschii* counted in all of the lakes (56) of the data set used to develop the total phosphorus (TP) inference models.

Table A1: Lake characteristics.

No.	Lake	Acronym	Sampling year	Latitude (°)	Longitude (°)	Altitude (m)	Geological region
1	aux Grelots	AGRELOT	2010	45.9741	-71.0013	329	A
2	à l'Ours	ALOURS	2010	45.9594	-74.0559	320	CS
3	aux Araignées	ARAIGNE	2009	45.4748	-70.8176	400	A
4	Aylmer	AYLMER	2009	45.8236	-71.3610	226	A
5	Baxter	BAXTER	2010	46.4526	-70.8366	385	A
6	Beauchamp	BEAUCH	2009	46.2660	-74.0988	541	CS
7	Bill	BILL	2010	46.5744	-72.9279	162	CS
8	Bleu	BLEU	2009	45.3602	-72.9256	65	SLL
9	Boissonneault	BOISSO	2010	45.6008	-71.9218	202	A
10	Boivin	BOIVIN	2010	45.4030	-72.6940	112	A
11	Bolduc	BOLDUC	2010	46.0148	-71.1085	310	A
12	Brome	BROME	2009	45.2480	-72.5145	195	A
13	Bromont	BROMONT	2009	45.2660	-72.6710	129	A
14	Brompton	BROMPT	2009	45.4332	-72.1449	237	A
15	Canards	CANAR	2010	46.8303	-70.8173	80	SLL
16	Choinière	CHOINI	2009	45.4279	-72.6000	140	A
17	Croche	CROCHE	2010	45.9918	-74.0051	356	CS
18	des Chicots	DCHIC	2010	46.7989	-72.5216	143	SLL
19	de l'Achigan	DLACHIG	2010	45.9289	-73.9676	200	CS
20	Desmarais	DMAR	2009	45.4586	-72.1170	271	A
21	des Piles	DPILES	2010	46.6478	-72.8004	160	CS
22	Des Roches	DROCHE	2009	46.9218	-71.2530	300	CS
23	des Six	DSIX	2010	46.5368	-72.9062	200	CS
24	Duhamel	DUHAM	2010	46.1438	-74.6415	240	CS
25	Étang Malbaie	EMALBAI	2010	47.7294	-70.7453	710	CS
26	Entouré	ENTOUR	2010	47.6835	-70.8070	698	CS
27	Baie Fitch	FITCH	2009	45.0676	-72.2226	197	A
28	Hébert	HEBERT	2010	47.6958	-71.0018	853	CS
29	Long (Charlevoix)	LONGC	2009	47.7403	-70.4174	240	CS
30	Long (Lanaudière)	LONGL	2009	46.1681	-73.6724	250	CS
31	Lovering	LOVE	2009	45.1710	-72.1564	240	A
32	Magog	MAGOG	2009	45.3054	-72.0412	183	A
33	Maillé	MAILLE	2010	45.8672	-74.0016	223	CS
34	Mandeville	MANDEV	2009	46.3716	-73.3243	142	CS
35	Massawippi	MASSAW	2009	45.2170	-72.0110	156	A
36	Memphrémagog	MEMPH	2009	45.1233	-72.2438	197	A
37	Montaibois	MONTAU	2010	45.9227	-74.0718	351	CS
38	Nairne	NAIRN	2009	47.6857	-70.3497	210	CS
39	Ouareau	OUARIO	2009	46.2862	-74.1433	382	CS
40	Pied-des-Monts	PDM	2009	47.7623	-70.4124	240	CS
41	Plaisant	PLAISAN	2010	46.5009	-72.9440	175	CS
42	Pointu	POINTU	2010	47.7175	-70.7534	755	CS
43	Rat-Musqué	RAMUS	2009	47.7261	-70.3985	240	CS
44	Roxton	ROXT	2009	45.4670	-72.6535	121	A
45	Simon	SIMON	2010	46.8975	-72.0317	171	CS
46	Saint-Augustin	STAUGUS	2010	46.7507	-71.3911	40	SLL
47	Saint-Charles (Québec)	STCHARL_QC	2009	46.9346	-71.3850	146	CS
48	Saint-Charles (Bellechasse)	STCHARL_BEL	2010	46.7803	-70.9630	80	SLL
49	Saint-François	STFRANC	2009	45.9024	-71.1706	272	A
50	Saint-Georges	STGEORGE	2010	45.6448	-71.8838	244	A
51	Saint-Joseph	STJOS	2009	46.9059	-71.6370	156	CS
52	Tomcod	TOMCOD	2009	45.5377	-72.0378	202	A
53	Trois-Petits-Lacs	TPL	2009	47.0285	-71.4222	300	CS
54	Tracy	TRACY	2010	45.9266	-74.0655	347	CS
55	Waterloo	WATER	2009	45.3340	-72.5192	206	A
56	William	WILL	2009	46.1207	-71.5686	192	A

Note: CS, Southern Laurentian Mountains; A, Southern Appalachian Mountains; SLL, Saint Lawrence Lowlands.

Table A2: Analysis of lake environmental and morphometric characteristics.

Variable	Unity	Polymictic lakes, n = 21			Dimictic lakes, n = 35			All lakes, n = 56		
		Mean	Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean	Min.	Max.
Cl	mg·L ⁻¹	14.81	0.32	120.33	6.15	0.19	41.74	9.35	0.19	120.33
SO ₄	mg·L ⁻¹	12.01	1.26	146.00	4.00	1.21	10.52	7.06	1.21	146.00
NO ₃	mg·L ⁻¹	0.17	0.00	0.56	0.28	0.00	1.70	0.22	0.00	1.70
COD	mg·L ⁻¹	6.84	3.31	17.53	4.42	0.76	11.43	5.33	0.76	17.53
NiT	mg·L ⁻¹	0.44	0.15	1.73	0.26	0.07	0.78	0.31	0.07	1.73
Al	mg·L ⁻¹	0.03	0.01	0.08	0.02	0.00	0.10	0.03	0.00	0.10
Ca	mg·L ⁻¹	12.70	2.82	45.87	7.74	1.01	31.75	9.42	1.01	45.87
Fe	mg·L ⁻¹	0.13	0.01	0.48	0.06	0.00	0.58	0.09	0.00	0.58
K	mg·L ⁻¹	1.11	0.23	5.47	0.58	0.10	2.45	0.74	0.10	5.47
Mg	mg·L ⁻¹	3.21	0.51	18.14	2.45	0.21	14.10	2.54	0.21	18.14
Mn	mg·L ⁻¹	0.02	0.00	0.07	0.01	0.00	0.08	0.01	0.00	0.08
Na	mg·L ⁻¹	10.47	0.96	78.81	3.96	0.47	23.00	6.42	0.47	78.81
S	mg·L ⁻¹	4.08	0.69	47.21	1.43	0.49	3.54	2.43	0.49	47.21
Si	mg·L ⁻¹	1.42	0.16	3.90	1.48	0.15	4.18	1.47	0.15	4.18
Chla	µg·L ⁻¹	29.38	0.77	95.62	4.81	0.42	23.07	13.62	0.42	95.62
TP	µg·L ⁻¹	45.96	6.40	173.33	7.97	0.87	22.03	21.91	0.87	173.33
Secchi	m	1.6	0.4	3.4	4.8	1.3	25.0	3.7	0.4	25.0
TiN:TP		20	2	145	47	9	176	35	2	145
TSS	mg·L ⁻¹	7.7	0.3	36.4	1.4	0.1	3.5	3.8	0.1	36.4
Alk.	mg·L ⁻¹ CaCO ₃	35.5	6.8	114.7	26.1	1.8	97.0	28.5	1.8	114.7
Temp.	°C	20.48	15.68	22.98	17.55	9.17	22.79	18.51	9.17	22.98
pH		8.15	6.69	9.50	7.59	6.37	9.39	7.75	6.37	9.50
Cond.	mS·cm ⁻¹	0.15	0.03	0.71	0.09	0.01	0.26	0.11	0.01	0.71
DO	mg·L ⁻¹	7.72	5.97	12.51	7.26	4.81	10.24	7.43	4.81	12.51
Photic	m	2.5	0.7	5.0	7.9	2.2	30.0	6.0	0.7	30.0
Thermo	m	3.5	1.0	14.0	6.9	3.0	15.0	5.5	1.0	15.0
ZStation	m	4.4	0.8	14.0	18.3	6.0	30.0	12.9	0.8	30.0
Volume	m ³	3 837 064	34 085	31 827 608	110 182 651	135 293	1 611 834 210	73 936 410	34 085	1 611 834 210
Lake_area	Km ⁻²	1.32	0.03	8.69	7.50	0.03	67.13	5.25	0.03	67.13
V/S	m	1.85	0.11	6.06	9.37	1.51	38.05	6.68	0.11	38.05
W_area	Km ⁻²	40.6	0.9	259.0	203.9	0.2	1739.6	139.7	0.2	1739.6
W/L_Area	Km ⁻²	52	3	377	26	3	130	35	3	377
Qs	M·year ⁻¹	31	2	211	18	2	90	22	2	211
Diatom_SED	Valves·g ⁻¹ dry sediment	3.40E+06	2.26E+05	1.38E+07	3.74E+06	4.47E+05	1.43E+07	3.70E+06	2.26E+05	1.43E+07
Diatom_MO	Valves·g ⁻¹ organic matter	1.48E+07	1.88E+06	4.06E+07	1.52E+07	1.43E+06	5.71E+07	1.54E+07	1.43E+06	5.71E+07

Table A3: Results of Shapiro–Wilk normality tests on the raw and transformed data.

Environmental variable	Raw data		Transformation	Transformed data	
	W	p		W	p
Chlorine (Cl)	0.443	0.00	log 10	0.953	0.03
Sulfate (SO ₄)	0.220	0.00	log 10	0.812	0.00
Nitrate (NO ₃)	0.614	0.00	x ^{0.5}	0.895	0.00
Dissolved organic carbon (DOC)	0.878	0.00	x ^{0.5}	0.966	0.11
Total dissolved inorganic nitrogen (TiN)	0.587	0.00	log 10	0.954	0.04
Aluminium (Al)	0.841	0.00	x ^{0.5}	0.945	0.03
Calcium (Ca)	0.732	0.00	log 10	0.983	0.60
Iron (Fe)	0.734	0.00	log 10	0.969	0.15
Potassium (K)	0.619	0.00	log 10	0.982	0.55
Magnesium (Mg)	0.657	0.00	log 10	0.988	0.87
Manganese (Mn)	0.580	0.00	log 10	0.972	0.21
Sodium (Na)	0.433	0.00	log 10	0.972	0.17
Sulfur (S)	0.226	0.00	log 10	0.794	0.00
Silica (Si)	0.941	0.01	x ^{0.5}	0.983	0.61
Chlorophyll a (Chla)	0.607	0.00	log 10	0.969	0.15
Total phosphorus (TP)	0.509	0.00	log 10	0.977	0.34
TiN:TP ratio (NPRatio)	0.842	0.00	x ^{0.5}	0.955	0.04
Total suspended solids (TSS)	0.500	0.00	log 10	0.988	0.85
Alkalinity (Alk.)	0.866	0.00	x ^{0.5}	0.970	0.17
Turbidity (Secchi)	0.646		log 10	0.980	0.45
Temperature (Temp.)	0.945	0.01	—	—	—
Hydrogen potential (pH)	0.979	0.44	—	—	—
Conductivity (Cond.)	0.632	0.00	log 10	0.988	0.85
Dissolved oxygen (DO)	0.940	0.01	x ^{0.5}	0.964	0.09
Depth photic zone (Photic)	0.762		log 10	0.987	0.78
Depth thermocline (Thermo)	0.940	0.01	log 10	0.960	0.06
Maximal depth of bassin (ZStation)	0.912	0.00	x ^{0.5}	0.952	0.03
Lake volume (Volume)	0.332	0.00	log 10	0.952	0.21
Lake area (Lake_area)	0.468	0.00	log 10	0.983	0.59
Volume/Lake_Area (V/S)	0.777	0.00	x ^{0.5}	0.956	0.04
Watershed area (W_area)	0.502	0.00	log 10	0.973	0.25
Watershed area / lake area (W/L_Area)	0.486	0.00	log 10	0.972	0.21
Water load per unit area (Qs)	0.548	0.00	log 10	0.983	0.61
No. of diatom valves per gram of dry sediment (Diatom_SED)	0.804	0.00	log 10	0.985	0.69
No. of diatom valves per gram of organic matter (Diatom_MO)	0.845	0.00	log 10	0.983	0.61

Note: W critic = 0947 if $\alpha = 0.05$; W critic = 0930 if $\alpha = 0.01$; n = 56.

Table A4: Pearson correlation matrix computed on the 57 explanatory variables selected. Significance based on Bonferroni-adjusted probabilities: $r \geq [0.43]$, $p\text{-value} \leq 0.05$; $r \geq [0.47]$, $p\text{-value} \leq 0.01$.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27				
	Causative variables																Response variables														
	Cl	SO4	NO3	COD	NIT	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	S	Si	TP	NPRatio	Alc	Temp	Cond	DO	Chla	Secchi	Photic	pH	TSS	Diatom_SED	Diatom_MO				
Cl	1.00																														
SO4	0.64	1.00																													
NO3	0.10	0.19	1.00																												
COD	0.18	0.08	0.31	1.00																											
NIT	0.31	0.43	0.47	0.68	1.00																										
Al	-0.30	-0.23	0.20	0.52	0.34	1.00																									
Ca	0.78	0.69	0.18	0.25	0.46	-0.31	1.00																								
Fe	-0.01	-0.23	0.09	0.64	0.41	0.61	-0.03	1.00																							
K	0.73	0.67	0.28	0.35	0.63	-0.19	0.83	0.12	1.00																						
Mg	0.68	0.65	0.27	0.35	0.53	-0.26	0.84	0.13	0.79	1.00																					
Mn	0.17	0.02	0.11	0.43	0.39	0.23	0.27	0.70	0.40	0.36	1.00																				
Na	0.95	0.67	0.06	0.16	0.36	-0.23	0.79	-0.02	0.75	0.68	0.16	1.00																			
S	0.66	0.99	0.19	0.15	0.46	-0.19	0.69	-0.21	0.70	0.66	0.02	0.69	1.00																		
Si	-0.21	-0.15	0.18	-0.07	0.03	0.22	0.02	0.29	-0.07	0.13	0.30	-0.12	-0.18	1.00																	
TP	0.41	0.29	0.26	0.68	0.67	0.26	0.55	0.49	0.73	0.56	0.55	0.49	0.35	0.10	1.00																
NPRatio	-0.33	-0.12	-0.05	-0.42	-0.18	-0.09	-0.42	-0.40	-0.51	-0.41	-0.51	-0.40	-0.17	-0.16	-0.82	1.00															
Alk	0.72	0.65	0.28	0.22	0.49	-0.30	0.95	-0.03	0.83	0.89	0.31	0.76	0.65	0.13	0.57	-0.43	1.00														
Temp	0.60	0.40	0.22	0.53	0.69	0.11	0.59	0.37	0.75	0.58	0.39	0.62	0.44	-0.06	0.76	-0.56	0.57	1.00													
Cond	0.88	0.74	0.18	0.24	0.46	-0.31	0.95	-0.01	0.85	0.89	0.26	0.91	0.75	-0.01	0.56	-0.44	0.93	0.63	1.00												
DO	-0.03	0.28	-0.17	-0.09	0.04	0.07	0.01	-0.17	0.14	-0.11	-0.10	0.00	0.29	-0.12	0.06	-0.01	-0.05	-0.02	-0.05	1.00											
Chla	0.43	0.34	0.09	0.47	0.46	-0.01	0.47	0.23	0.65	0.44	0.32	0.48	0.41	-0.13	0.80	-0.69	0.44	0.69	0.51	0.20	1.00										
Secchi	-0.33	-0.20	-0.21	-0.77	-0.69	-0.37	-0.44	-0.60	-0.61	-0.46	-0.51	-0.39	-0.26	-0.11	-0.92	0.73	-0.42	-0.78	-0.44	-0.11	-0.79	1.00									
Photic	-0.34	-0.17	-0.17	-0.77	-0.65	-0.40	-0.42	-0.63	-0.56	-0.41	-0.54	-0.39	-0.23	-0.07	-0.91	0.75	-0.38	-0.76	-0.42	-0.10	-0.76	0.97	1.00								
pH	0.54	0.44	-0.09	0.09	0.25	-0.32	0.70	-0.02	0.71	0.64	0.23	0.62	0.47	0.05	0.64	-0.64	0.70	0.57	0.72	0.23	0.72	-0.55	-0.51	1.00							
TSS	0.33	0.27	0.23	0.52	0.58	0.15	0.50	0.31	0.65	0.47	0.42	0.41	0.32	0.18	0.85	-0.71	0.53	0.74	0.48	0.22	0.77	-0.85	-0.81	0.65	1.00						
Diatom_SED	-0.34	-0.24	-0.39	-0.28	-0.49	-0.08	-0.27	-0.12	-0.42	-0.35	-0.23	-0.33	-0.27	-0.04	-0.33	0.05	-0.39	-0.37	-0.33	0.13	-0.20	0.26	0.21	-0.09	-0.27	1.00					
Diatom_MO	-0.18	-0.07	-0.28	-0.11	-0.28	-0.20	-0.02	-0.08	-0.09	0.04	-0.05	-0.17	-0.08	0.01	-0.07	-0.14	-0.06	-0.09	-0.06	0.12	0.03	0.06	0.03	0.21	0.00	0.79	1.00				
Thermo	-0.05	-0.03	0.11	-0.55	-0.39	-0.43	-0.14	-0.45	-0.17	-0.07	-0.28	-0.13	-0.08	-0.11	-0.56	0.43	-0.08	-0.31	-0.12	-0.16	-0.44	0.66	0.68	-0.31	-0.45	0.03	0.06	1.00			
ZStation	-0.26	-0.10	0.22	-0.50	-0.40	-0.28	-0.27	-0.50	-0.35	-0.20	-0.45	-0.34	-0.15	-0.10	-0.70	0.62	-0.22	-0.53	-0.30	-0.10	-0.61	0.74	0.79	-0.47	-0.61	0.13	0.04	0.06	1.00		
Volume	-0.06	-0.02	0.44	-0.20	0.06	-0.21	0.05	-0.34	0.02	0.05	-0.25	-0.14	0.05	-0.03	-0.28	0.40	0.13	-0.03	0.04	0.07	-0.34	0.33	0.39	-0.25	-0.15	-0.27	-0.17	-0.09	1.00		
Lake_area	0.01	-0.01	0.50	0.07	0.28	-0.06	0.16	-0.11	0.18	0.15	-0.07	-0.07	-0.02	0.00	0.03	0.16	0.21	0.24	0.05	-0.01	-0.07	0.00	0.05	-0.07	-0.12	-0.37	-0.19	-0.09	1.00		
Volume/Lake area	-0.15	-0.01	0.25	-0.53	-0.29	-0.35	-0.12	-0.61	-0.22	-0.15	-0.46	-0.23	-0.05	-0.11	-0.63	0.62	-0.05	-0.46	-0.18	-0.01	-0.57	0.70	0.74	-0.36	-0.48	-0.02	-0.03	-0.03	0.06	1.00	
Lake area/ZStation	-0.09	-0.05	0.46	-0.16	0.07	-0.17	0.03	-0.27	0.02	0.05	-0.21	-0.18	-0.08	-0.01	-0.24	0.36	0.10	0.00	-0.07	-0.07	-0.29	0.29	0.35	-0.22	-0.13	-0.25	-0.14	-0.09	0.06	1.00	
Volume/ZStation	0.04	0.02	0.46	-0.01	0.24	-0.12	0.17	-0.21	0.17	0.13	-0.13	-0.03	0.01	-0.02	-0.04	0.23	0.23	0.17	0.06	-0.01	-0.15	0.09	0.13	-0.11	0.07	-0.37	-0.22	-0.09	0.06	1.00	
Watershed_area	0.10	0.09	0.49	0.10	0.38	0.02	0.26	0.11	0.29	0.29	0.12	0.04	0.07	0.10	0.15	0.04	0.31	0.37	0.17	0.01	0.00	-0.12	-0.09	0.04	0.17	-0.32	-0.09	-0.09	0.06	1.00	
W/L_Area	0.20	0.22	0.13	0.10	0.28	0.16	0.27	0.47	0.30	0.36	0.39	0.20	0.19	0.22	0.26	-0.22	0.27	0.35	0.27	0.06	0.12	-0.26	-0.30	0.22	0.14	0.01	0.18	0.01	0.06	1.00	
Qs	0.13	0.15	0.15	0.18	0.32	0.30	0.23	0.57	0.25	0.31	0.42	0.15	0.11	0.36	0.26	-0.22	0.24	0.34	0.21	-0.07	-0.01	-0.29	-0.29	0.11	0.16	0.00	0.11	0.00	0.06	1.00	
Type	-0.27	-0.20	0.11	-0.44	-0.45	-0.27	-0.30	-0.41	-0.39	-0.22	-0.37	-0.34	-0.24	0.04	-0.65	0.49	-0.25	-0.49	-0.31	-0.18	-0.53	0.67	0.71	-0.41	-0.53	0.09	-0.01	-0.09	0.06	1.00	
ALT	-0.51	-0.45	-0.25	-0.28	-0.48	0.12	-0.51	-0.04	-0.64	-0.38	-0.09	0.50	0.46	0.24	-0.40	0.19	-0.46	-0.67	0.51	-0.04	-0.37	0.42	0.34	-0.38	-0.43	0.46	0.32	0.06	0.06	1.00	
LAT	-0.48	-0.40	-0.13	-0.21	-0.40	0.36	-0.58	0.11	-0.52	-0.59	-0.14	-0.38	-0.41	0.23	-0.27	0.07	-0.54	-0.47	-0.54	0.16	-0.31	0.25	0.20	-0.34	-0.29	0.32	0.06	0.06	0.06	1.00	
LONG	-0.32	-0.30	0.26	0.31	0.20	0.45	-0.14	0.37	-0.08	-0.08	0.26	-0.25	-0.27	0.38	0.28	-0.25	-0.02	-0.01	-0.19	0.02	-0.07	-0.24	-0.28	-0.16	0.20	-0.13	-0.10	-0.09	0.06	1.00	
STRAHLER	0.13	0.08	0.40	-0.01	0.28	-0.11	0.31	0.13	0.32	0.35	0.23	0.08	0.04	0.17	0.15	-0.06	0.37	0.36	0.22	-0.14	-0.03	-0.08	-0.04	0.10	0.15	-0.31	-0.08	-0.08	0.06	1.00	
GNEISS	-0.34	-0.29	-0.12	-0.27	-0.25	0.28	-0.45	0.16	-0.34	-0.51	-0.02	-0.33	-0.35	0.24	-0.33	0.21	-0.44	-0.22	-0.47	0.15	-0.36	0.22	0.24	-0.32	-0.20	0.13	-0.13	-0.09	0.06	1.00	
FELSIQ	0.23	0.15	-0.26	-0.16	0.06	0.00	0.09	-0.06	0.04	0.05	-0.27	0.30	0.14	-0.17	-0.19	0.36	0.03	0.07	0.19	-0.03	-0.09	0.16	0.14	0.00	-0.25	0.04	0.05	0.05	0.06	1.00	
MAFIQ	-0.13	-0.05	-0.14	-0.17	-0.29	-0.22	-0.17	-0.22	-0.30	-0.16	-0.23	-0.19	-0.06	-0.15	-0.33	0.22	-0.25	-0.30	-0.18	-0.19	-0.11	0.25	0.27	0.17	-0.35	0.18	0.01	0.06	0.06	1.00	
ARGIL	0.27	0.11	0.27	0.53	0.35	0.03	0.43	0.19	0.43	0.35	0.34	0.19	0.15	-0.23	0.50	-0.41	0.37	0.40	0.34	-0.04	0.38	-0.43	-0.47	0.21	0.40	-0.10	0.13	-0.09	0.06	1.00	
CARBO	0.38	0.71	0.19	0.12	0.35	0.00	0.45	-0.14	0.44	0.38	0.03	0.49	0.72	0.09	0.36	-0.21	0.47	0.25	0.49	0.25	0.36	-0.23	-0.19	0.32	0.33	-0.31	-0.24	-0.09	0.06	1.00	
SILIC	0.00	-0.05	0.15	0.14	0.29	0.00	-0.11	-0.01	0.01	-0.01	-0.12	0.03	-0.01	-0.21	0.12	0.02	-0.05	0.18	-0.04	0.00	0.07	-0.16	-0.18	-0.03	0.11	-0.10	-0.13	-0.09	0.06	1.00	
INTERM	-0.43	-0.24	-0.14	-0.40	-0.42	-0.11	-0.36	-0.24	-0.34	-0.29	-0.08	-0.35	-0.24	0.18	-0.21	0.01	-0.28	-0.49	-0.33	0.14	-0.16	0.35	0.28	-0.03	-0.18	0.39	0.41	-0.09	0.06	1.00	
ULTR_MAFIQ	-0.12	-0.11	0.10	0.19	0.13	-0.06	0.13	0.18	0.12	0.43</																					

Table A4 (continued).

	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57
	Geological variables														
	GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ARGIL	CARBO	SILIC	INTERM	ULTR_MAFIQ	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN	Ecoregion
Thermo															
ZStation															
Volume															
Lake_area															
Volume/Lake area															
Lake area/ZStation															
Volume/ZStation															
Watershed_area															
W/L_Area															
Qs															
Type															
ALT															
LAT															
LONG															
STRAHLER															
GNEISS	1,00														
FELSIQ	-0,16	1,00													
MAFIQ	-0,23	-0,08	1,00												
ARGIL	-0,46	-0,21	-0,28	1,00											
CARBO	-0,09	-0,08	-0,10	-0,10	1,00										
SILIC	-0,17	-0,02	-0,11	-0,07	-0,06	1,00									
INTERM	-0,06	-0,10	-0,12	-0,19	-0,06	-0,01	1,00								
ULTR_MAFIQ	-0,21	-0,10	-0,12	-0,06	-0,07	0,06	-0,09	1,00							
ALLUV	0,27	-0,05	-0,07	-0,10	-0,03	-0,04	-0,04	-0,05	1,00						
FLUVIO	0,03	-0,11	-0,04	-0,21	0,02	-0,03	0,71	-0,10	-0,05	1,00					
LACU	0,26	-0,06	-0,07	-0,11	-0,03	-0,04	0,00	-0,05	-0,02	-0,05	1,00				
TILL	-0,10	0,18	0,02	0,30	0,05	-0,25	-0,47	0,15	-0,27	-0,64	-0,30	1,00			
ROCK	-0,12	-0,08	0,28	-0,04	-0,05	0,00	0,06	-0,07	-0,04	0,03	-0,04	-0,35	1,00		
MARIN	-0,09	-0,05	-0,06	-0,09	-0,03	0,89	-0,04	-0,04	-0,02	-0,04	-0,02	-0,30	-0,03	1,00	
Ecoregion	0,41	0,06	0,11	-0,58	0,41	0,13	0,14	-0,35	0,07	0,16	0,29	-0,22	-0,11	0,28	1,00

Table A5: List of taxa in the data set with codes associated to their respective authors and the codes are listed in alphabetical order.

Code	Taxon	Authorities
aamb	<i>Aulacoseira ambigua</i>	(Grunow) Simonsen 1979
acdf	<i>Achnantheidium deflexum</i>	(C.W. Reimer) J.C. Kingston 2000
acop	<i>Amphora copulata</i>	(Kützing) Schoeman & Archibald 1986
adm	<i>Achnantheidium microcephalum</i>	Kützing 1844
admi	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	(Kützing) Czarnecki in Czarnecki et Edlund 1995
adnides	<i>Aulacoseira nivaloides</i>	(Camburn) J. English & M. Potapova 2009
aexg	<i>Achnanthes exigua</i>	(Grunow) Cleve and Grunow 1880
afor	<i>Asterionella formosa</i>	Hassall 1850
alir	<i>Aulacoseira lirata</i>	(Ehrenberg) Ross 1986
alri	<i>Psammothidium levanderi</i>	(Hustedt) L.N. Bukhtiyarova 2008
amsa	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>saprophila</i>	Kobayasi and Mayama 1982
amsc	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>scotica</i>	(Carter) Lange-Bertalot 1989
aped	<i>Amphora pediculis</i>	(Kützing) Grunow in Schmidt & al. 1875
ariv	<i>Achnantheidium rivulare</i>	Potapova & Ponader 2004
aual	<i>Aulacoseira alpigena</i>	(Grunow) Krammer 1990
audi	<i>Aulacoseira distans</i> <i>complexe</i>	(Ehrenberg) Simonsen 1979
aufi	<i>Aulacoseira perglabra</i> var. <i>floriniae</i>	(Oestrup) Haworth 1988
auhu	<i>Aulacoseira humilis</i>	(Cleve-Euler) Simonsen
aula	<i>Aulacoseira lacustris</i>	(Grunow) Krammer 1990
auny	<i>Aulacoseira nygaardii</i>	(Camburn in Camburn & Kingston) Camburn & Charles 2000
aupe	<i>Aulacoseira perglabra</i>	(Oestrup) Haworth 1988
aupu	<i>Aulacoseira pusilla</i>	(Meister) A. Tuji & A. Houki 2004
ausu	<i>Aulacoseira subarctica</i>	(O. Müller) Haworth 1988
aute	<i>Aulacoseira tenella</i>	(Nygaard) Simonsen
auva	<i>Aulacoseira valida</i>	(Grunow) Krammer 1990
avtl	<i>Psammothidium ventralis</i>	(Krasske) Bukhtiyarova and Round 1996
bbre	<i>Brachysira brebissonii</i>	Ross in Hartley 1986
bmic	<i>Brachysira microcephala</i>	(Grunow) Compère 1986
bpro	<i>Brachysira procera</i>	Lange-Bertalot & Moser 1994
cbac	<i>Caloneis bacillum</i>	(Grunow) Cleve 1894 sensu lato
cbol	<i>Cyclotella bodanica</i> f. <i>lemanica</i>	(O. Müller dans Schröter) Bachmann 1903
ccoc	<i>Cavinula cocconeiformis</i>	(Gregory ex Greville) Mann and Stickle in Round et al. 1990
chme	<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	(Krasske) L-B & Krammer in L-B & Metzeltin 1996
cmen	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cleve et Grunow 1882
cmiga	<i>Cyclotella michiganiana</i>	Skvortzow 1937
cnci	<i>Cymbella neocistula</i>	K. Krammer 2002
cndi	<i>Cocconeis neodiminuta</i>	Krammer 1991
coce	<i>Cyclotella ocellata</i>	Pantocsek 1901
cplc	<i>Ctenophora pulchella</i>	(Ralfs ex Kützing) Williams & Round 1986

Code	Taxon	Authorities
cple	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	(Ehrenberg) Grunow 1884
cpse	<i>Cavinula pseudoscutiformis</i>	Mann and Stickle in Round et al. 1990
cpst	<i>Discostella pseudostelligera</i>	(Hustedt) Houk & Klee 2004
csch	<i>Cymbella schubartoides</i>	Camburn et Charles 2000
cste	<i>Cyclotella stelligera</i>	Cleve and Grunow (in Van Heurck) 1882
cyml	<i>Cymbopleura lapponica</i>	(Grunow) Krammer 2003
danc	<i>Diatoma anceps</i>	(Ehrenberg) Kirchner 1878
dite	<i>Diatoma tenuis</i>	Agardh 1812
dmes	<i>Diatoma mesodon</i>	(Ehrenberg) Kützing 1844
dmon	<i>Diatoma moniliformis</i>	Kützing 1833
dova	<i>Diploneis ovalis</i>	(Hilse) Cleve 1891
ebil	<i>Eunotia bilunaris</i>	(Ehrenberg) Mills 1934
eexi	<i>Eunotia exigua</i>	(Brébisson ex Kützing) Rabenhorst 1864
efab	<i>Eunotia faba</i>	Ehrenberg 1838
efle	<i>Eunotia flexuosa</i>	(Brébisson) Kützing 1849
eimp	<i>Eunotia implicata</i>	Nörpel, Lange-Bertalot & Alles 1991
einc	<i>Eunotia incisa</i>	Gregory 1854
emei	<i>Eunotia meisteri</i>	Hustedt 1930
emtr	<i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentula</i>	Nörpel & Lange-Bertalot 1991
encm	<i>Encyonopsis microcephala</i>	(Grunow) Krammer 1997
enlb	<i>Encyonema lange-bertalotii</i>	Krammer 1997 morphotype 1
enng	<i>Encyonema neogracile</i>	Krammer 1997
enve	<i>Encyonema ventricosum</i>	Grunow in Schmidt 1874
eomi	<i>Eolimna minima</i>	(Grunow) Lange-Bertalot 1998
epec	<i>Eunotia pectinalis</i>	Rabenhorst 1864
epra	<i>Eunotia praerupta</i>	Ehrenberg 1843
esle	<i>Encyonema silesiacum</i>	(Bleisch in Rabenhorst) Mann in Round et al. 1990
esub	<i>Eunotia subarcuatooides</i>	Alles Nörpel and Lange-Bertalot 1991
eula	<i>Eucocconeis laevis</i>	(Oestrup) Lange-Bertalot 1999
fcap	<i>Fragilaria capucina</i>	Desmazières 1825
fcro	<i>Fragilaria crotonensis</i>	Kitton 1869
fcrs	<i>Frustulia crassinervia</i>	(Brébisson in W. Smith) Lange-Bertalot and Krammer 1996
fcva	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	(Kützing) Lange-Bertalot 1980
fexi	<i>Fragilaria exigua</i>	Grunow 1878
fnan	<i>Fragilaria nanana</i>	Lange-Bertalot 1991
fpsm	<i>Frustulia pseudomagaliesmontana</i>	K.E. Camburn & D.F. Charles (2000)
frag1	<i>Fragilaria</i> sp. 1	Lavoie & al. 2008
frho	<i>Frustulia rhomboides</i>	(Ehrenberg) De Toni 1891
fsax	<i>Frustulia saxonica</i>	Rabenhorst 1853
ften	<i>Fragilaria tenera</i>	(W.Smith) Lange-Bertalot
gacc	<i>Geissleria acceptata</i>	(Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin 1996
gacu	<i>Gomphonema acuminatum</i>	Ehrenberg 1832
gcbc	<i>Gomphonema cymbelliclinum</i>	Reichardt & Lange-Bertalot 1991

Code	Taxon	Authorities
gdec	<i>Geissleria decussis</i>	(Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin 1996
gmic	<i>Gomphonema micropus</i>	Kützing 1844
gpar	<i>Gomphonema parvulum</i>	(Kützing) Van Heurck 1880
gpum	<i>Gomphonema pumilum</i>	(Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot 1991
gvar	<i>Gomphonema variostriatum</i>	Camburn & Charles 2000
gyac	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	(Kützing) Rabenhorst 1853
hcap	<i>Hippodonta capitata</i>	(Ehrenberg) Lange-Bertalot et al. 1996
kcle	<i>Karayevia clevei</i>	(Grunow) Round & Bukhtiyarova 1996
klat	<i>Karayevia laterostrata</i>	(Hustedt) Kingston 2000
maat	<i>Mayamaea atomus</i>	(Kützing) Lange-Bertalot 1997
mcco	<i>Meridion circulare var. constrictum</i>	(Ralfs) Van Heurck 1880
mcir	<i>Meridion circulare</i>	(Greville) Agardh 1831
audn or mdni	<i>Aulacoseira nivalis</i>	(W. Smith) J. English & M. Potapova 2009
mgra	<i>Aulacoseira granulata</i>	(Ehrenberg) Simonsen 1979
mvar	<i>Melosira varians</i>	Agardh 1827
naan	<i>Navicula angusta</i>	Grunow 1860
naci	<i>Nitzschia acicularis</i>	(Kützing) W. Smith 1853
namp	<i>Nitzschia amphibia</i>	Grunow 1862
navi5	<i>Navicula sp. 5</i>	Lavoie & al. 2008
navs	<i>Navicula sorella</i>	Hohn & Hellerman 1963
ncry	<i>Navicula cryptocephala</i>	Kützing 1844
ncte	<i>Navicula cryptotenella</i>	Lange-Bertalot 1985
ndis	<i>Nitzschia dissipata</i>	(Kützing) Grunow 1862
ndme	<i>Nitzschia dissipata var. media</i>	(Hantzsch) Grunow in Van Heurck 1881
neaf	<i>Neidium affine</i>	(Ehrenberg) Pfitzer 1891 sensu lato
neam	<i>Neidium ampliatum complexe</i>	(Ehrenberg) Krammer 1985
nfon	<i>Nitzschia fonticola</i>	Grunow 1879 sensu lato
nfvi	<i>Neofragilaria virescens</i>	(Ralfs) Williams et Round 1987
ngre	<i>Navicula gregaria</i>	Donkin 1861
niar	<i>Nitzschia archibaldii</i>	Lange-Bertalot 1980
nigr	<i>Nitzschia gracilis</i>	Hantzsch 1860
nimp	<i>Navicula impexa</i>	Hustedt 1961
nipm	<i>Nitzschia perminuta</i>	(Grunow) Peragallo 1903
nlin	<i>Nitzschia linearis</i>	(Agardh) W. Smith 1853
nnot	<i>Navicula notha</i>	Wallace 1960
npad	<i>Nitzschia palea var. debilis</i>	(Kützing) Grunow in Cleve and Grunow 1880
npal	<i>Nitzschia palea</i>	(Kützing) W. Smith 1856
npve	<i>Navicula pseudoventralis</i>	Hustedt 1936
nrad	<i>Navicula radiosa</i>	Kützing 1844
nrch	<i>Navicula reichardtiana</i>	Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Krammer 1989
nrec	<i>Nitzschia recta</i>	Hantzsch in Rabenhorst 1861
nrhy	<i>Navicula rhychocephala</i>	Kützing 1844
nsem	<i>Sellaphora seminulum</i>	(Grunow) Mann

Code	Taxon	Authorities
nshd	<i>Navicula schadei</i>	Krasske 1929
ntrv	<i>Navicula trivialis</i>	Lange-Bertalot 1980
nuif	<i>Nupela impexiformis</i>	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot 1999
nuvi	<i>Navicula vitiosa</i>	Schimanski 1978
nvcc	<i>Navicula viridulacalcis</i>	Lange-Bertalot in Rumrich et al. 2000
nvir	<i>Navicula viridula</i>	(Kützing) Ehrenberg 1838
nzra	<i>Nitzschia radricula</i>	Hustedt 1942
pbio	<i>Psammothidium bioretii</i>	(Germain) Bukhtiyarova et Round 1996
pchl	<i>Psammothidium chlidanos</i>	(Hohn and Hellerman) Lange-Bertalot 1999
pmrg	<i>Psammothidium marginulatum</i>	(Grun) Bukhtiyarova & Round
pprt	<i>Pseudostaurosira parasitica</i>	(W. Smith) Morales 2003
psat	<i>Psammothidium subatomoides</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova et Round 1996
psbr	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	(Grunow in Van Heurck) Williams and Round 1987
psca	<i>Pinnularia subcapitata</i>	Gregory 1856
psct	<i>Psammothidium scoticum</i>	(Flower and Jones) Bukhtiyarova and Round 1996
psdi	<i>Psammothidium didymum</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova et Round 1996
ptla	<i>Planothidium lanceolatum</i>	(Brébisson ex Kützing) Round and Bukhtiyarova 1996 sensu lato
ptro	<i>Planothidium rostratum</i>	(Oestrup) Round et Bukhtiyarova 1996
pula	<i>Punctastriata lancettula</i>	(Schumann) Hamilton and Siver (Nom provisoire)
rsin	<i>Reimeria sinuata</i>	(Gregory) Kociolek & Stoermer 1987
sang	<i>Surirella angusta</i>	Kützing 1844
scon	<i>Staurosira construens</i>	Ehrenberg 1843
scve	<i>Staurosira construens var. venter</i>	(Ehrenberg) Hamilton in Hamilton et al. 1992
sden	<i>Stenopterobia densestriata</i>	(Hustedt) Krammer 1987
seca	<i>Sellaphora capitata</i>	Mann & McDonald in Mann & Al. 2004
sgrl	<i>Stauroneis gracillior</i>	Reichardt 1995
shan	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Grunow (in Cleve & Grunow)
smed	<i>Stephanodiscus medius</i>	Håkansson 1986
smipar	<i>Stephanodiscus minutulus et parvus</i>	(Kützing) Cleve & Moller 1882 /Stoermer et Håkansson 1984
spin	<i>Staurosirella pinnata</i>	(Ehrenberg) Williams et Round 1987
spup	<i>Sellaphora pupula Complexe</i>	(Kützing) Mereschkowky 1902
ssam	<i>Stauroneis amphicephala</i>	Kützing 1844
stkr	<i>Stauroneis kriegeri</i>	Patrick
stnh	<i>Stauroneis neohyalina</i>	Lange-Bertalot 1996
tfas	<i>Tabularia fasciculata</i>	(Agardh) Williams & Round 1986
tfen	<i>Tabellaria fenestrata</i>	(Lyngbye) Kützing 1844
tflo	<i>Tabellaria flocculosa</i>	(Roth) Kützing 1844
tqua	<i>Tabellaria quadrisepata (quadrisepata)</i>	Knudson 1952
uuln	<i>Ulnaria ulna</i>	(Kützing) Compère 2001

4.10 Supplementary material

Table S1: Diatom taxa (155) in relation to TP concentrations in 55 southern Quebec lakes and estimated TP optima using the classic WA and the two-component WA-PLS. Taxa are listed in order of decreasing TP optimum using the classic WA model.

	CODE	TAXON	TP Optimum	
			Two component * WA-PLS	Classic WA
			$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	
1	SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	12,1	40,2
2	GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	8,0	29,9
3	NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i>	5,9	26,0
4	NIAR	<i>Nitzschia archibaldii</i>	8,5	25,6
5	CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	12,3	25,4
6	MCCO	<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i>	10,1	23,0
7	NREC	<i>Nitzschia recta</i>	9,0	21,8
8	MGRA	<i>Aulacoseira granulata</i>	8,9	21,5
9	NRAD	<i>Navicula radiosa</i>	7,4	20,9
10	NZRA	<i>Nitzschia radricula</i>	8,2	20,7
11	CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	9,3	20,1
12	NPVE	<i>Navicula pseudoventralis</i>	6,5	20,0
13	GACC	<i>Geissleria acceptata</i>	9,0	19,7
14	NGRE	<i>Navicula gregaria</i>	10,5	19,3
15	CPLC	<i>Ctenophora pulchella</i>	11,8	18,8
16	GDEC	<i>Geissleria decussis</i>	13,5	17,8
17	APED	<i>Amphora pediculis</i>	11,5	17,7
18	FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	10,2	17,1
19	SMIPAR	<i>Stephanodiscus minutulus</i> and <i>parvus</i>	11,7	17,0
20	DITE	<i>Diatoma tenuis</i>	11,0	16,9
21	NRHY	<i>Navicula rhynchocephala</i>	7,5	16,6
22	PULA	<i>Punctastriata lancettula</i>	6,8	16,5
23	AEXG	<i>Achnanthes exigua</i>	7,9	16,1
24	NTRV	<i>Navicula trivialis</i>	7,4	16,1
25	RSIN	<i>Reimeria sinuata</i>	10,8	16,0
26	GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>	12,1	16,0
27	HCAP	<i>Hippodonta capitata</i>	10,4	15,8
28	NSHD	<i>Navicula schadei</i>	8,7	15,7
29	NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i>	10,4	15,6
30	CNCI	<i>Cymbella neocistula</i>	9,2	15,4
31	TFAS	<i>Tabularia fasciculata</i>	6,9	15,2

Table S1 (continued).

CODE	TAXON	TP Optimum		
		Two component * WA-PLS	Classic WA	
		$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		
32	PTLA	Planothidium lanceolatum	10,0	15,0
33	FCAP	<i>Fragilaria capucina</i>	9,0	14,8
34	SCON	<i>Staurosira construens</i>	8,9	14,0
35	NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i>	9,0	13,6
36	AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i>	9,1	13,6
37	AUNY	<i>Aulacoseira nygaardii</i>	5,0	13,5
38	ACOP	<i>Amphora copulata</i>	8,1	13,3
39	NPAL	<i>Nitzschia palea</i>	9,2	13,3
40	FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	10,5	13,2
41	NACI	<i>Nitzschia acicularis</i>	8,7	13,2
42	UULN	<i>Ulnaria ulna</i>	11,8	12,9
43	AVTL	<i>Psammothidium ventralis</i>	7,6	12,8
44	PSBR	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	7,8	12,7
45	NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i>	8,3	12,5
46	GMIC	<i>Gomphonema micropus</i>	7,7	12,5
47	PTRO	<i>Planothidium rostratum</i>	10,6	12,5
48	MCIR	<i>Meridion circulare</i>	8,5	12,3
49	NPAD	<i>Nitzschia palea var. debilis</i>	7,7	11,9
50	DOVA	<i>Diploneis ovalis</i>	7,6	11,7
51	SPIN	<i>Staurosirella pinnata</i>	8,6	11,3
52	SMED	<i>Stephanodiscus medius</i>	12,7	11,2
53	NDME	<i>Nitzschia dissipata var. media</i>	8,6	11,1
54	SECA	<i>Sellaphora capitata</i>	9,9	11,1
55	NVCC	<i>Navicula viridulacalcis</i>	9,2	11,0
56	ENLB	<i>Encyonema lange-bertalotii</i>	9,8	10,9
57	NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>	9,5	10,7
58	EOMI	<i>Eolimna minima</i>	8,9	10,6
59	PPRT	<i>Pseudostaurosira parasitica</i>	6,8	10,6
60	DMON	<i>Diatoma moniliformis</i>	9,3	10,5
61	NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>	8,6	10,4
62	FEXI	<i>Fragilaria exigua</i>	8,0	10,4
63	CBAC	<i>Caloneis bacillum</i>	12,4	10,3
64	GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i>	11,3	10,2
65	GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i>	8,8	10,2
66	ESLE	<i>Encyonema silesiacum</i>	7,5	10,1
67	SPUP	<i>Sellaphora pupula Complexe</i>	8,6	10,1
68	SCVE	<i>Staurosira construens var. venter</i>	8,5	9,9

Table S1 (continued).

	CODE	TAXON	TP Optimum	
			Two component * WA-PLS	Classic WA
			$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	
69	ENVE	<i>Encyonema ventricosum</i>	10,2	9,8
70	AMSA	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>saprophila</i>	9,2	9,7
71	AUSU	<i>Aulacoseira subarctica</i>	9,7	9,5
72	FRAG1	<i>Fragilaria</i> sp. 1	10,5	9,5
73	NSEM	<i>Sellaphora seminulum</i>	10,0	9,4
74	GCBC	<i>Gomphonema cymbelliclinum</i>	8,3	9,4
75	TFEN	<i>Tabellaria fenestrata</i>	7,0	9,4
76	AUHU	<i>Aulacoseira humilis</i>	8,7	9,4
77	NIMP	<i>Navicula impexa</i>	8,4	9,2
78	FCRS	<i>Frustulia crassinervia</i>	7,6	9,0
79	EFLE	<i>Eunotia flexuosa</i>	6,5	8,7
80	ARIV	<i>Achnantheidium rivulare</i>	8,2	8,7
81	ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	9,0	8,7
82	AFOR	<i>Asterionella formosa</i>	9,6	8,3
83	ADNIDES	<i>Aulacoseira nivaloides</i>	7,1	8,3
84	SGRL	<i>Stauroneis gracilior</i>	7,2	8,2
85	NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i>	9,7	8,2
86	NAVI5	<i>Navicula</i> sp. 5	10,9	8,1
87	NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i>	10,5	8,0
88	SSAM	<i>Stauroneis amphicephala</i>	6,9	7,9
89	TQUA	<i>Tabellaria quadriseptata</i> (<i>quadrisepta</i>)	9,4	7,9
90	SANG	<i>Surirella angusta</i>	11,2	7,8
91	EULA	<i>Eucoconeis laevis</i>	8,8	7,8
92	CYML	<i>Cymbopleura lapponica</i>	6,8	7,8
93	ACDF	<i>Achnantheidium deflexum</i>	10,5	7,8
94	AUPU	<i>Aulacoseira pusilla</i>	8,1	7,7
95	PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i>	7,2	7,7
96	PBIO	<i>Psammothidium bioretii</i>	7,7	7,7
97	FSAX	<i>Frustulia saxonica</i>	5,9	7,6
98	STKR	<i>Stauroneis kriegeri</i>	9,4	7,4
99	CPSE	<i>Cavinula pseudoscutiformis</i>	8,6	7,4
100	EINC	<i>Eunotia incisa</i>	7,8	7,3
101	NUIF	<i>Nupela impexiformis</i>	7,8	7,3
102	TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>	9,1	7,3
103	CHME	<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	6,9	7,2
104	EIMP	<i>Eunotia implicata</i>	7,6	7,2
105	NEAM	<i>Neidium ampliutum</i> complexe	7,4	7,1
106	AUTE	<i>Aulacoseira tenella</i>	8,3	7,0

Table S1 (continued).

CODE	TAXON	TP Optimum		
		Two component * WA-PLS	Classic WA	
		$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		
107	GVAR	<i>Gomphonema variostriatum</i>	9,4	7,0
108	ENNG	<i>Encyonema neogracile</i>	8,0	7,0
109	CCOC	<i>Cavinula cocconeiformis</i>	8,8	7,0
110	CMIGA	<i>Cyclotella michiganiana</i>	9,1	6,9
111	STNH	<i>Stauroneis neohyalina</i>	8,5	6,9
112	AUFL	<i>Aulacoseira perglabra</i> var. <i>floriniae</i>	8,7	6,7
113	BMIC	<i>Brachysira microcephala</i>	9,4	6,7
114	NNOT	<i>Navicula notha</i>	8,3	6,4
115	NUVI	<i>Navicula vitiosa</i>	9,5	6,3
116	NFVI	<i>Neofragilaria virescens</i>	6,1	6,2
117	PSDI	<i>Psammothidium didymum</i>	7,7	6,1
118	CNDI	<i>Cocconeis neodiminuta</i>	11,0	6,1
119	FTEN	<i>Fragilaria tenera</i>	7,6	6,0
120	DMES	<i>Diatoma mesodon</i>	5,8	6,0
121	KCLE	<i>Karayevia clevei</i>	9,6	6,0
122	EMTR	<i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentula</i>	5,7	5,9
123	EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i>	8,9	5,8
124	EEXI	<i>Eunotia exigua</i>	7,7	5,7
125	EPRA	<i>Eunotia praerupta</i>	9,0	5,7
126	PSAT	<i>Psammothidium subatomoides</i>	8,4	5,7
127	AULA	<i>Aulacoseira lacustris</i>	7,6	5,7
128	PSCT	<i>Psammothidium scoticum</i>	7,3	5,6
129	AUDI	<i>Aulacoseira distans</i> complexe	8,9	5,5
130	ENCM	<i>Encyonopsis microcephala</i>	8,8	5,5
131	CSTE	<i>Cyclotella stelligera</i>	9,0	5,3
132	SDEN	<i>Stenopterobia densestriata</i>	7,2	5,3
133	BBRE	<i>Brachysira brebissonii</i>	7,8	5,3
134	AUPE	<i>Aulacoseira perglabra</i>	8,8	5,2
135	NEAF	<i>Neidium affine</i>	6,2	5,2
136	DANC	<i>Diatoma anceps</i>	6,5	5,2
137	PCHL	<i>Psammothidium chlidanos</i>	8,3	5,1
138	MAAT	<i>Mayamaea atomus</i>	14,6	5,1
139	NAVS	<i>Navicula sorella</i>	9,5	5,0
140	ALRI	<i>Psammothidium levanderi</i>	9,2	5,0
141	ESUB	<i>Eunotia subarcuatoides</i>	8,8	4,8
142	FNAN	<i>Fragilaria nanana</i>	9,1	4,8
143	MVAR	<i>Melosira varians</i>	11,4	4,6
144	CPST	<i>Discostella pseudostelligera</i>	11,4	4,6
145	KLAT	<i>Karayevia laterostrata</i>	11,6	4,5

Table S1 (continued)

CODE	TAXON	TP Optimum		
		Two component * WA-PLS	Classic WA	
		$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		
146	CBOL	<i>Cyclotella bodanica f. lemanica</i>	10,3	4,4
147	ALIR	<i>Aulacoseira lirata</i>	8,5	4,4
148	EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i>	8,6	4,3
149	AUAL	<i>Aulacoseira alpigena</i>	7,5	4,1
150	AUVA	<i>Aulacoseira valida</i>	9,9	3,9
151	MDNI	<i>Aulacoseira distans var. nivalis</i>	8,7	3,7
152	NLIN	<i>Nitzschia linearis</i>	12,4	3,7
153	NAAN	<i>Navicula angusta</i>	9,1	3,4
154	COCE	<i>Cyclotella ocellata</i>	11,7	2,2
155	CSCH	<i>Cymbella schubartoides</i>	9,8	1,8

*TP optima from the WA-PLS model correspond to the regression coefficient r species parameters (or species parameters "optima").

5 Conditions trophiques de référence des lacs du Québec méridional

5.1 Introduction

Le Québec méridional, tel qu'on le connaît aujourd'hui, à pris vraiment son essor entre 1850 et 1950, bien que les débuts de la colonisation européenne se situent entre 1608 à 1763 (Lacoursière et al. 2001). Les vieilles seigneureries qui bordaient le fleuve Saint-Laurent ne suffisaient plus à répondre aux besoins. L'agriculture fut une conséquence directe de cette vague de colonisation (1850 - 1950) qui au départ peupla principalement six régions; les Cantons de l'Est (Estrie), le Saguenay, la Mauricie, la Gaspésie, le Témiscamingue et le nord-ouest de Montréal (Laurentides et l'Outaouais) (St-Louis 2012). Aujourd'hui, le Québec est divisé en 17 régions administratives et compte plus de 8 millions d'habitants (Institut de la statistique du Québec 2013). Notre série de lacs s'étendait sur huit régions administratives (Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches, Centre-du-Québec, Estrie, Lanaudière, Laurentides, Mauricie et Montérégie). Malgré l'ampleur du territoire et le fait que ce sont les agglomérations urbaines à proximité du fleuve Saint-Laurent qui se densifient davantage, l'agriculture intensive continue de se développer; les plus petites municipalités se développent également et la présence de villégiateurs autour des lacs s'accroît. Conséquemment, les écosystèmes aquatiques en milieu urbain, agricole et de villégiature subissent une dégradation engendrée principalement par l'érosion des sols et le ruissellement des nutriments qui aboutissent dans le réseau hydrologique, jusqu'aux plans d'eau lenticles. En 1995, l'agriculture pratiquée sur les bassins versants fortement agricoles contribuait dans une proportion de 70 % à 90 % aux flux d'azote total (NT) et de 60 % à 85 % aux flux de phosphore total (PT) dans les eaux de surface (MENV 2003). Un bilan récent visant à documenter les tendances de la qualité de l'eau dans les dix bassins versants du Québec où la pollution diffuse (agricole) est dominante, a montré que des efforts d'assainissement doivent toujours être consentis. Les concentrations en phosphore estimées demeurent plus élevées que les critères de qualité de l'eau du Québec dans la plupart des rivières. Ainsi, l'accroissement des nutriments dans les plans d'eau est certainement responsable d'une bonne part de la dégradation des lacs du Québec. Depuis 2008, le gouvernement québécois ne cesse de répertorier un nombre croissant de plans d'eau aux prises avec des floraisons de cyanobactéries récurrentes; un des symptômes de l'eutrophisation anthropique qui est probablement exacerbée par les changements climatiques (Vincent 2009).

Maintenant confrontés à l'eutrophisation anthropique des plans d'eau, les Québécois doivent se doter de techniques performantes pour évaluer l'ampleur de la dégradation de ceux-ci et établir des objectifs de restauration réalistes. Au Québec, aucune série de données mesurées sur de très longues périodes de temps et permettant de déterminer les conditions de référence n'existe. Heureusement, la paléolimnologie permet de

documenter l'évolution d'un plan d'eau et les conditions de référence de celui-ci. La paléolimnologie offre maintenant des techniques standards permettant de fournir de l'information sur le statut écologique des écosystèmes aquatiques et sur l'ampleur de leurs changements à travers le temps (Pienitz et Vincent 2003; Smol 2008). De plus, depuis l'entrée en vigueur de la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) en 2000, les travaux de paléolimnologie ont pris beaucoup d'importance dans le domaine de la gestion et de la restauration des lacs en Europe. La DCE exige maintenant que tous les pays de l'Union européenne établissent les conditions de référence des écosystèmes aquatiques pour préserver ou restaurer les écosystèmes dégradés afin de recouvrer un « bon » état écologique.

Dans ce contexte, certains chercheurs de l'Europe, déjà dotés de modèles d'inférence du PT basés sur les assemblages modernes de diatomées (ex. Bennion 1994; Lotter et al. 1998), ont démontré que l'utilisation de tels modèles s'avérait une méthode appropriée et performante pour déterminer les conditions de référence des lacs en PT (Bennion, Fluin et Simpson 2004; Wallin et al. 2005; Bennion et Simpson 2011). Les conditions de référence ainsi déterminées, la suite naturelle du travail visait à développer des façons d'évaluer l'état de dégradation des lacs modernes relativement à leur état de référence. Flower et al. (1997) avaient déjà développé la technique des « analogues » pour établir des objectifs réalistes de restauration pour les lacs acidifiés par les effets polluants des activités anthropiques. Cette technique consistait à établir les assemblages de diatomées associées aux conditions de référence et comparer la déviation des assemblages de diatomées modernes, pour ainsi évaluer la déviation de ces communautés par rapport aux assemblages de diatomées de référence. Le degré de déviation entre les assemblages était estimé à l'aide d'un coefficient de dissimilarité entre les assemblages fossiles et les assemblages de référence. Partant de ces travaux, Sayer et Roberts (2001) et Bennion et al. (2011a) ont adapté la méthode des « analogues » à la problématique de l'eutrophisation des lacs. L'étude de Bennion et al. (2011a) a montré le potentiel intéressant de cette approche en appliquant la technique sur les assemblages de diatomées de neuf lacs européens, afin d'en déterminer le niveau de dégradation trophique. À cet effet, une synthèse des travaux réalisés, menant à définir les conditions de référence et les objectifs de restauration dans le cadre de la DCE, a été publiée (Bennion et al. 2011b).

Le présent chapitre aspire à documenter les conditions de référence des lacs en fonction des teneurs en PT historique et également en fonction de la similarité entre les assemblages des communautés de diatomées. Ainsi, les objectifs spécifiques consistent à :

- 1) documenter les changements floristiques globaux des assemblages de diatomées survenus depuis la colonisation européenne du territoire;
- 2) établir les concentrations naturelles en PT qui prévalaient dans les lacs à l'étude, et ce, à l'aide du modèle d'inférence développé au chapitre 4;
- 3) déterminer la typologie des assemblages de diatomées fossiles de référence;

4) comparer cette typologie à celle des assemblages modernes développée au chapitre 3.

Enfin, un exercice de synthèse visant à comparer les réponses apportées par le PT inféré et l'autoécologie des diatomées servira à démontrer l'utilité différente et complémentaire d'un modèle d'inférence versus un indice biologique.

5.2 Matériel et méthodes

5.2.1 Âge des assemblages fossiles de fond

Une reconstitution des concentrations de phosphore total (PT) dans la colonne d'eau de 51 lacs a été effectuée à l'aide des assemblages de diatomées fossiles prélevés à la base des séquences sédimentaires. Le niveau de fond correspondait à des périodes différentes selon les lacs. Les sédiments du niveau de fond qui ont été datés représentaient une période antérieure à la révolution industrielle (< 1840 AD) et/ou à la colonisation européenne du territoire (< 1608 AD). Plusieurs études européennes ont montré que l'enrichissement des plans d'eau, engendré par les activités humaines, survenait généralement après ~1850 AD et souvent après 1900 AD même en Europe (Bennion et al. 2011a). Le Tableau 5.1 présente les données de datation connues à ce jour. Deshpande (2012), Deshpande et al. (2014) et Roy (2012) décrivent les méthodes de datation utilisées. Les séquences sédimentaires qui ont fait l'objet d'une datation à leur base représentaient un large gradient trophique, soit des conditions oligotrophes (ex. : lac Ouareau) à eutrophes (ex. : lac Roxton). Ainsi, en se basant sur les résultats de ces datations, il a été assumé que l'ensemble des niveaux de fond des lacs d'origine naturelle de notre série de données correspondait à une période antérieure à la révolution industrielle. En ce qui a trait aux plans d'eau d'origine artificielle, soit les lacs Bleu, Boivin, Desmarais et le réservoir Choinière, leur création remonte à environ 40 ans et 150 ans pour ce qui concerne le lac Boivin. Le lac Boivin, appelé jadis le lac Granby, est également un réservoir créé sur la rivière Yamaska, en aval du réservoir Choinière. Au milieu du 19^e siècle, les industriels américains y ont construit des barrages sur la rivière Yamaska Nord, afin d'alimenter des moulins et une tannerie. Ces installations ont haussé le niveau de l'eau, créant ainsi le lac Granby, aujourd'hui appelé le lac Boivin (Gendron et al. 2009).

Tableau 5.1 : Âge des sédiments à la base de la séquence sédimentaire de dix lacs intégrés dans notre série de données.

Lac	Profondeur (cm)	Date (BP)	Méthode	Référence
Des Roches	33	630 ± 30	¹⁴ C	Deshpande (2012) et Deshpande et al. (2014)
Long (Lanaudière)	32	< 1500	*Extrapolation	
Mandeville	31	1250 ± 30	¹⁴ C	
Ouareau	39	< 1100	*Extrapolation	
Pied-des-Monts	39	625 ± 15	¹⁴ C	
Roxton	29	465 ± 30	¹⁴ C	
Saint-Charles (QC)	37	1370 ± 30	¹⁴ C	
Saint-Augustin	55	1655 ± 20	¹⁴ C	
William	28	1543 ± 15	¹⁴ C	
Nairne	50	-781 ± 39	¹⁴ C	Roy (2012)

*Dans le cadre de cette étude, l'extrapolation a été effectuée à partir de la courbe obtenue à l'aide de la datation des sédiments basée sur les isotopes ²¹⁰Pb et ¹⁴C, étudiés par les auteures citées dans ce tableau.

5.2.2 Modèles d'inférence (fonctions de transfert)

Les valeurs de PT ont été inférées grâce aux fonctions de transfert élaborées antérieurement (chapitre 4; Tremblay et al. 2014). Les fonctions ont été développées à l'aide de l'analyse de régression par moyenne pondérée (WA), précisément l'analyse de dé-rétrécissement (*deshrinking*) dite « classique » (WA classique) et l'analyse de régression par moyenne pondérée des moindres carrés partiels (WA-PLS). Le Tableau 5.2 décrit les caractéristiques et la performance de ces modèles. Le nombre d'occurrences correspondait au nombre minimal de sites dans lesquels un taxon était présent.

Tableau 5.2 : Performance et caractéristiques des fonctions de transfert utilisées pour inférer les concentrations de PT historiques.

Modèle	Occurrence/ nb de lacs	Performance ($R^2_{\text{validé}}$ / RMSEP)	Gradient
WA-PLS composante 2	4 / 55	0,73 / 1,89 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	0,9 – 170,6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
WA classique		0,71 / 1,88 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	

Les valeurs inférées ont fait l'objet d'un test de validation de type « bootstrapping ». La technique du *bootstrap* consiste à construire, par ré-échantillonnage (avec remise) au sein de l'échantillon, une distribution d'échantillonnage afin de déterminer un intervalle de confiance et un écart-type. Pour ce faire, le test est constitué de « n » pseudo échantillon prélevé au hasard, un très grand nombre de fois. Dans le cadre de cette étude, 1000 cycles ont été effectués.

5.2.3 Test de groupement

La méthode de variance minimum de Ward a été utilisée pour grouper les assemblages fossiles en fonction de leur similarité (Ward 1963). Cette méthode agglomérative, de type hiérarchique, consiste à minimiser la somme des carrés des distances entre paires, lorsque cette méthode est appliquée à une matrice de distance, telle qu'effectuée ici. La distance de Bray-Curtis (D_{17}) a été utilisée. Ce coefficient asymétrique de distance a été utilisé puisque celui-ci convient bien à l'analyse des communautés de diatomées exprimées en abondance absolue (Legendre et Legendre 2012). La matrice de distance a été transformée avec la fonction « vegdist » du package « VEGAN » (Oksanen et al. 2013). La fonction « hclust » du package « stats » a permis de mener à bien ces analyses de groupement.

5.2.4 Ordination simple (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une ordination sans contrainte basée sur la matrice de variance des assemblages de diatomées. Comme l'ACP utilise une distance euclidienne et que cette distance est déconseillée pour l'analyse des communautés biologiques, la matrice d'abondance relative des assemblages a dû subir une transformation au préalable. Ainsi, une telle ACP prend le nom en anglais de *tb-PCA* pour *transformation-based principal components analysis (PCA)*. La transformation de Hellinger était appropriée pour l'étude des communautés biologiques (Legendre et Gallagher 2001). Cette transformation a forcé l'ACP à préserver la distance de Hellinger, laquelle, en plus d'être appropriée pour étudier la composition des communautés (Legendre et Legendre 2012), l'est également pour l'étude de la diversité bêta (Legendre et De Cáceres 2013). Enfin, la distance de Hellinger est également insensible au double zéro présent dans la matrice des abondances absolues et réduit l'importance des taxa qui pourraient être extrêmement abondants pour différentes raisons (ex. espèce *bloomformer* et chaîne de cellules - détails chapitre 4).

5.2.5 Espèces indicatrices

La méthode « IndVal » a été proposée par Dufrière et Legendre (1997). Cette méthode considère la spécificité (A) et la fidélité (B) de chacune des espèces pour l'ensemble des groupes (k), afin de trouver la ou les espèces indicatrices pour chacun des groupes prédéterminés. Les groupes ont été prédéterminés à l'aide de la méthode de variance minimum de Ward. L'équation IndVal est la suivante : IndVal du Groupe k et Espèce $j = 100 * A_{kj} * B_{kj}$. La valeur A_{kj} représente la spécificité aux groupes (en abondance) et B_{kj} représente la fidélité au groupe (en nombre d'occurrences). Le résultat IndVal est ensuite soumis à un test de signification avec une erreur considérée acceptable à 5%.

5.3 Résultats et discussion

5.3.1 Changements floristiques globaux entre les assemblages fossiles et modernes

De manière à illustrer clairement les changements importants survenus entre les assemblages fossiles et modernes, la variation de l'abondance relative des taxa d'intérêt a été rapportée sur des graphiques. On comprend par changements « globaux » les changements survenus à l'échelle de l'écosystème. L'abscisse des graphiques représente toujours deux séries de données, soit les assemblages fossiles (cercle blanc) et modernes (cercle noir), et l'ordonnée représente l'abondance relative d'un taxon spécifique. Dépendamment des figures, les lacs ont été présentés par ordre croissant de concentration en PT ou d'alcalinité. Évidemment, cet ordonnancement est uniquement représentatif des conditions modernes. Tel que montré aux chapitres 3 et 4, les communautés de diatomées répondaient à l'influence des gradients de PT, d'alcalinité et de pH. L'abscisse de la Figure 5.2b et suivantes, indique le classement trophique de chacun des lacs effectué selon la méthode *a posteriori* dite « complète » (chapitre 3).

5.3.1.1 Taxa planctoniques

Les principaux taxa planctoniques d'intérêt pour ce chapitre sont *Asterionella formosa*, *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira lirata*, *Aulacoseira pusilla*, *Aulacoseira tenella*, *Cyclotella bodanica* f. *lemanica*, *Cyclotella stelligera*, *Cyclotella ocellata*, *Fragilaria crotonensis* et *Tabellaria flocculosa* (complexe). Nous parlerons d'un taxon eurytope ou sténotope et tolérant ou intolérant à l'enrichissement en minéraux, à l'augmentation de l'alcalinité ou à l'accroissement de la conductivité spécifique de l'eau afin d'exposer les résultats. Un taxon dit « eurytope » était généralement présent sur l'ensemble du gradient trophique et un taxon dit « sténotope » était restreint à un intervalle du gradient trophique. Ainsi, il y avait des taxa restreints à des milieux oligotrophes, tels *Aulacoseira lirata* et *Cyclotella ocellata*, ou présents dans des milieux eutrophes à hypereutrophes, tels *Stephanodiscus minutulus*, *S. parvus* et *S. hantzschii*. Par ailleurs, *C. ocellata* était sténotope relativement au PT, mais tolérant à de plus hautes valeurs de conductivité spécifique. Par exemple, la conductivité spécifique du lac Duhamel (oligotrophe) était de 262 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en 2010, lors du prélèvement de l'assemblage moderne. L'abondance relative de *C. ocellata* a augmenté de 3% à 12% entre les périodes de temps représentant les assemblages fossile et moderne (Figure 5.4c).

L'abondance relative de *Aulacoseira ambigua* et *Fragilaria crotonensis* avait tendance à s'accroître avec une augmentation de l'alcalinité dans l'épilimnion (Figure 5.1). Cette tendance est illustrée par la droite qui passe par la moyenne de tous les résultats (fossile et moderne); elle s'élève de gauche vers la droite (Figure 5.1a et b). *Aulacoseira ambigua* est eurytope comparativement à *F. crotonensis*, car elle est présente dans l'ensemble des lacs du gradient trophique. Bien que le taxon *F. crotonensis* n'était généralement observé que

dans les lacs dont les valeurs moyennes d'alcalinité de l'épilimnion étaient plus élevées que 10 mg.L⁻¹ de CaCO₃ (ou 0,2 méq.L⁻¹), ce taxon a également été répertorié dans certains assemblages modernes de lacs présentant une faible alcalinité, tel le lac des Six (Figure 2.1). Ce lac présentait une valeur de conductivité de 5 mg.L⁻¹ CaCO₃. (ou 0,1 méq.L⁻¹). Cette situation qui semble contradictoire ne l'est pas nécessairement si l'on tient compte de la dynamique spécifique du lac. Le lac des Six subit une longue période d'anoxie en profondeur, ce qui pourrait engendrer lors des brassages de la colonne d'eau, des conditions de plus haute alcalinité. Les résultats de l'étude de Hasnaoui et al. (2001) tendent à expliquer ce phénomène. Ces travaux, menés sur des étangs de pisciculture, ont montré que lorsqu'il y avait relargage du phosphore par les sédiments en conditions anoxiques, un pH acide provoquait la dissolution du phosphore lié au calcium (Ca), alors qu'un pH alcalin provoquait plutôt la dissolution du phosphore lié aux hydroxydes de fer et sa précipitation partielle sur les carbonates présents dans les sédiments. Ainsi, des conditions acides dans l'hypolimnion couplées au phénomène de relargage en période d'anoxie pourraient engendrer une hausse périodique de l'alcalinité dans les lacs présentant un pH acide ou neutre, lorsque les sédiments de ces lacs sont enrichis en PT et Ca. Ainsi, des conditions favorables pourraient survenir occasionnellement pour la croissance de *F. crotonensis*. Cette hypothèse n'a pas été vérifiée, mais mériterait d'être approfondie. Conséquemment, les valeurs d'abondance relative maximales de *F. crotonensis* étaient toujours répertoriées dans des lacs alcalins classés de méso-eutrophes à eutrophe/hypereutrophe (Figure 5.2b). Les droites passant par chacune des séries de données (fossile et moderne) permettent de constater que l'abondance relative de *F. crotonensis* a augmenté au cours du temps; la droite représentant la tendance des assemblages modernes est plus élevée que la droite représentant la tendance des assemblages fossiles. De plus, seule la pente de la droite des assemblages modernes augmente de gauche à droite. Ainsi, un enrichissement général des lacs a favorisé la croissance de *F. crotonensis*, comme ce fut le cas pour *Asterionella formosa*. Par contre, l'abondance relative de *Aulacoseira ambigua* dans les assemblages fossiles et modernes est demeurée assez stable; les deux droites sont pratiquement superposées (Figure 5.2a).

Les taxa *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa* (complexe) montrent un comportement assez différent l'un de l'autre par rapport au gradient trophique (Figure 5.3). Par contre, l'enrichissement de la plupart des lacs au cours du temps aurait eu pour effet d'accroître l'abondance relative des deux taxa. *Asterionella formosa* est d'apparition récente dans la plupart des lacs du gradient trophique. Ce taxon a été répertorié dans les assemblages modernes, tant au sein des lacs classés aujourd'hui oligotrophes que hypereutrophes (Figure 5.3a). Sa présence a même été répertoriée, bien que faiblement (1%), dans l'assemblage moderne d'un lac classé ultra-oligotrophe, soit le lac Pointu. Celui-ci est situé dans le parc national des Grands-Jardins à 755 m d'altitude. Son voisin, le lac Hébert qui est localisé à 853 m d'altitude, a également subi un accroissement de l'abondance relative de *A. formosa* entre les assemblages fossile et moderne, passant de 2% à 8%. Ce sont les lacs de plus haute altitude de la série de données. L'exploitation forestière et les feux de forêt pourraient

être les causes principales d'un enrichissement des lacs du parc national des Grands-Jardins. Évidemment, le dépôt de polluants atmosphériques est également à considérer. Par ailleurs, l'étude exhaustive d'une séquence sédimentaire du lac Nairne (Charlevoix, Québec), représentant plus de 2000 ans d'histoire, a révélé que *A. formosa* n'est apparu que vers les années 2000 (Roy 2012). Par contre, *F. crotonensis* y était déjà présente dans l'assemblage fossile à la base de la séquence sédimentaire. Nous soupçonnons que l'apparition de *A. formosa* dans le lac Nairne est une conséquence du relargage du phosphore accumulé dans les sédiments pendant la période agricole du bassin versant et que ce phénomène a débuté à la fin des années 1990 – début 2000 (Labrecque 2013). Par contre, cette hypothèse n'a pas été vérifiée à ce jour. Toutefois, il est bien connu que *A. formosa* est opportuniste et répond rapidement à l'enrichissement du milieu en nutriments engendré par l'agriculture et l'urbanisation (Pennington 1943; Renberg et al. 1993; Anderson et al. 1995; Köster et al. 2005; Bennion et al. 2011a).

Comparativement à *A. formosa*, *Tabellaria flocculosa* (complexe) est plutôt sténotope. Les taxa de ce complexe étaient déjà dans les assemblages fossiles de la plupart des lacs non perturbés. Bien que leur abondance relative tende à s'accroître dans les assemblages modernes des lacs les moins dégradés du gradient de PT, cette espèce tend également à décroître dans les lacs les plus enrichis, soit à partir de conditions méso-eutrophes (ex. lac des Chicots; Figure 2.1). Ainsi, *Tabellaria flocculosa* disparaissait des assemblages modernes lorsque les conditions trophiques atteignaient un stade mésotrophe avancé. Conséquemment, un enrichissement à court terme d'un milieu oligotrophe pourrait favoriser la croissance de ce taxon, bien qu'un enrichissement à long terme nuira plutôt à son développement. Des études portant sur l'histoire trophique des lacs ont révélé que la croissance de *Tabellaria flocculosa* était encouragée par l'enrichissement en nutriments des plans d'eau (ex. Nipkow 1927 cité dans Battarbee et Bennion 2011; Bennion et al. 2011a).

Les taxa *Cyclotella stelligera* et *Cyclotella bodanica* f. *lemanica* sont communs et abondants dans les lacs oligotrophes (Figure 5.4a et b). *Cyclotella ocellata* est une espèce moins commune et strictement répertoriée dans les lacs de conditions oligotrophes (Figure 5.4c). Par contre, il semble s'accommoder d'un enrichissement en Na et Cl (ex. lac Duhamel). Comparativement à *Cyclotella bodanica* f. *lemanica*, *Cyclotella stelligera* semble plus tolérante à l'enrichissement en nutriments. Ce taxon a même été répertorié, bien qu'en faible abondance, dans des lacs eutrophes (ex. : lacs Bleu, Bill, Bolduc, des Chicots) et hypereutrophes (ex. : lacs Bleu et Waterloo). Par contre, en conditions méso-eutrophes, ou plus avancées, l'abondance relative était toujours en deçà de 5% et en conditions oligotrophes et oligo-mésotrophes son abondance pouvait atteindre jusqu'à 45% du comptage. Par ailleurs, l'abondance relative de *Cyclotella bodanica* f. *lemanica* dans les assemblages modernes a diminué drastiquement dans plusieurs des lacs. Ce taxon a été rarement répertorié dans des lacs de conditions méso-eutrophes ou plus avancées. Son abondance était plus importante au sein

des lacs qui présentaient des conditions oligotrophes, pouvant atteindre facilement 20% d'abondance relative dans les lacs oligotrophes et moins de 5% dans les lacs oligo-mésotrophes (Figure 5.4b). Les taxa *Aulacoseira lirata* et *Aulacoseira tenella* sont normalement répertoriés dans les lacs de faible alcalinité (Camburn et Charles 2000). Conséquemment, ils ont rarement été répertoriés dans nos milieux enrichis, hormis sous des conditions particulières où les tourbières avaient une influence importante sur l'acidité du plan d'eau (Figure 5.5a et c). Ce fut le cas du lac Saint-Charles de Bellechasse (chapitre 4). La persistance de *A. lirata* et *A. tenella* dans les assemblages modernes des lacs perturbés survenait presque toujours dans les lacs où ces espèces étaient présentes dans les assemblages fossiles. Dans tous les cas, l'abondance relative de ces taxa atteignait des valeurs supérieures au sein des assemblages fossiles, comparativement aux assemblages modernes. Par ailleurs, le taxon *Aulacoseira pusilla* était davantage présent dans les assemblages fossiles que dans les assemblages modernes. Ainsi, ce taxon a été répertorié dans 25 assemblages fossiles, à l'opposé de seulement neuf assemblages modernes. C'est seulement dans le lac Saint-Charles (QC) que *A. pusilla* n'avait pas été répertorié dans l'assemblage fossile. Contrairement à *A. lirata* et *A. tenella*, *A. pusilla* semblait trouver des conditions favorables à sa croissance en milieu naturellement plus alcalin qu'acide (ex. : lacs Bromont, Fitch, Nairne, Massawippi, Saint-Augustin), où cette espèce a diminué en abondance relative dans l'assemblage moderne de ces lacs.

Trois taxa sténotopes sont présents dans les milieux enrichis et dégradés, soit *Stephanodiscus minutulus* et *parvus*, *Stephanodiscus hantzschii* et *Cyclotella meneghiniana* (Figure 5.6). *Stephanodiscus minutulus* et *Stephanodiscus parvus* n'étaient pas distinguables en microscopie optique. Ainsi, l'abondance relative des deux taxa a été unifiée sous le nom *S. minutulus* et *parvus*. Par ailleurs, il faut rappeler que les assemblages fossiles des lacs Bleu, Boivin et Choinière datent d'une époque récente et que les eaux de ces plans d'eau étaient fortement polluées dès la fin du 19^e siècle. Les activités industrielles et les rejets urbains ont pollué les eaux de la rivière Yamaska et du lac Boivin, jusqu'à la venue du programme provincial d'assainissement des eaux en 1978 (Gendron et al. 2009). Par contre, la qualité de l'eau du lac Boivin semble améliorée depuis cette époque, puisque l'abondance relative de *S. hantzschii* et de *C. meneghiniana* a régressé dans l'assemblage moderne, leur abondance relative ayant passée de 2% à 0% et de 12% à moins de 1%, respectivement. *Cyclotella meneghiniana* est une espèce qui tolère la salinité et la conductivité électrique élevées du milieu; elle est typique dans les lacs salés du Yukon (Pienitz et al. 1992) et de l'Ouest canadien (Wilson et al. 1996).

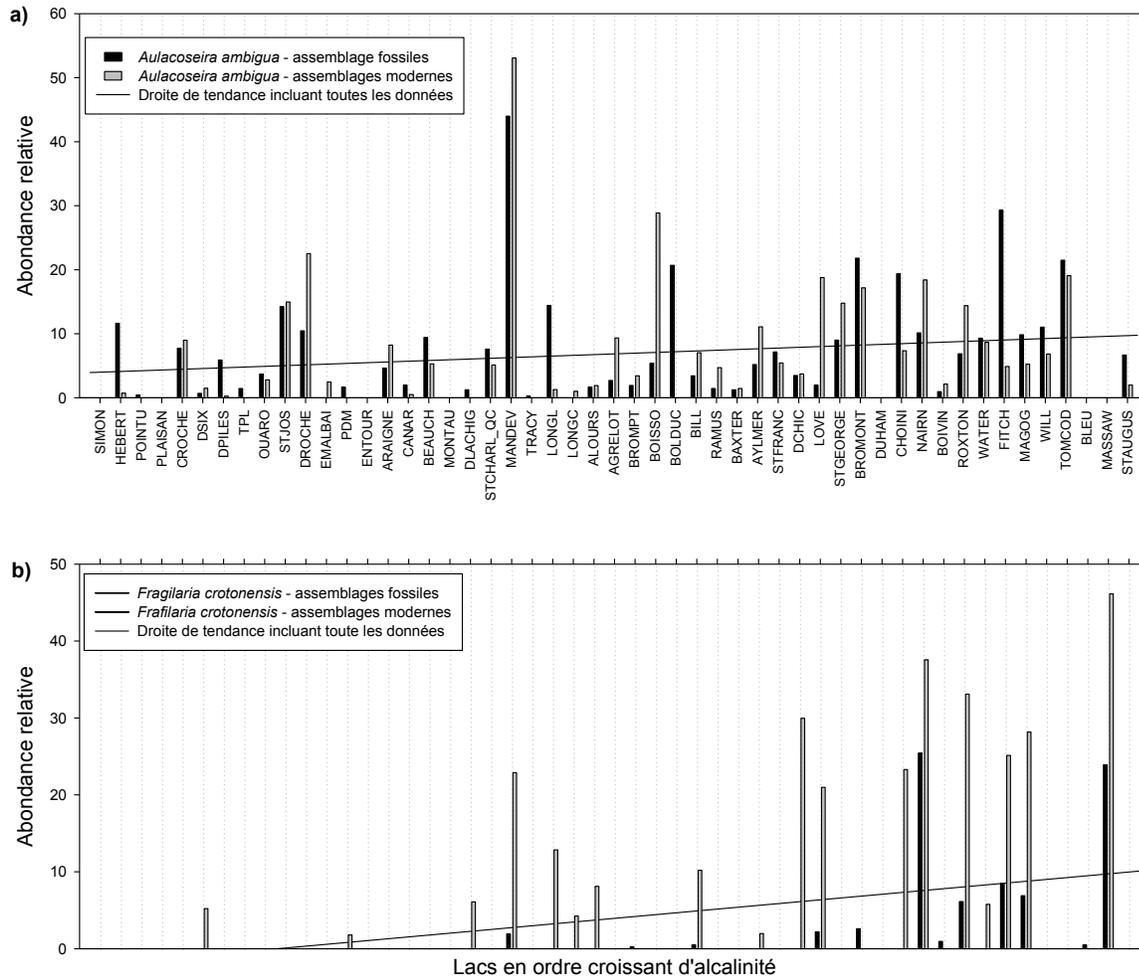


Figure 5.1 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : a) abondance relative de *Aulacoseira ambigua* et b) abondance relative de *Fragilaria crotonensis*, en fonction de l'alcalinité croissante.

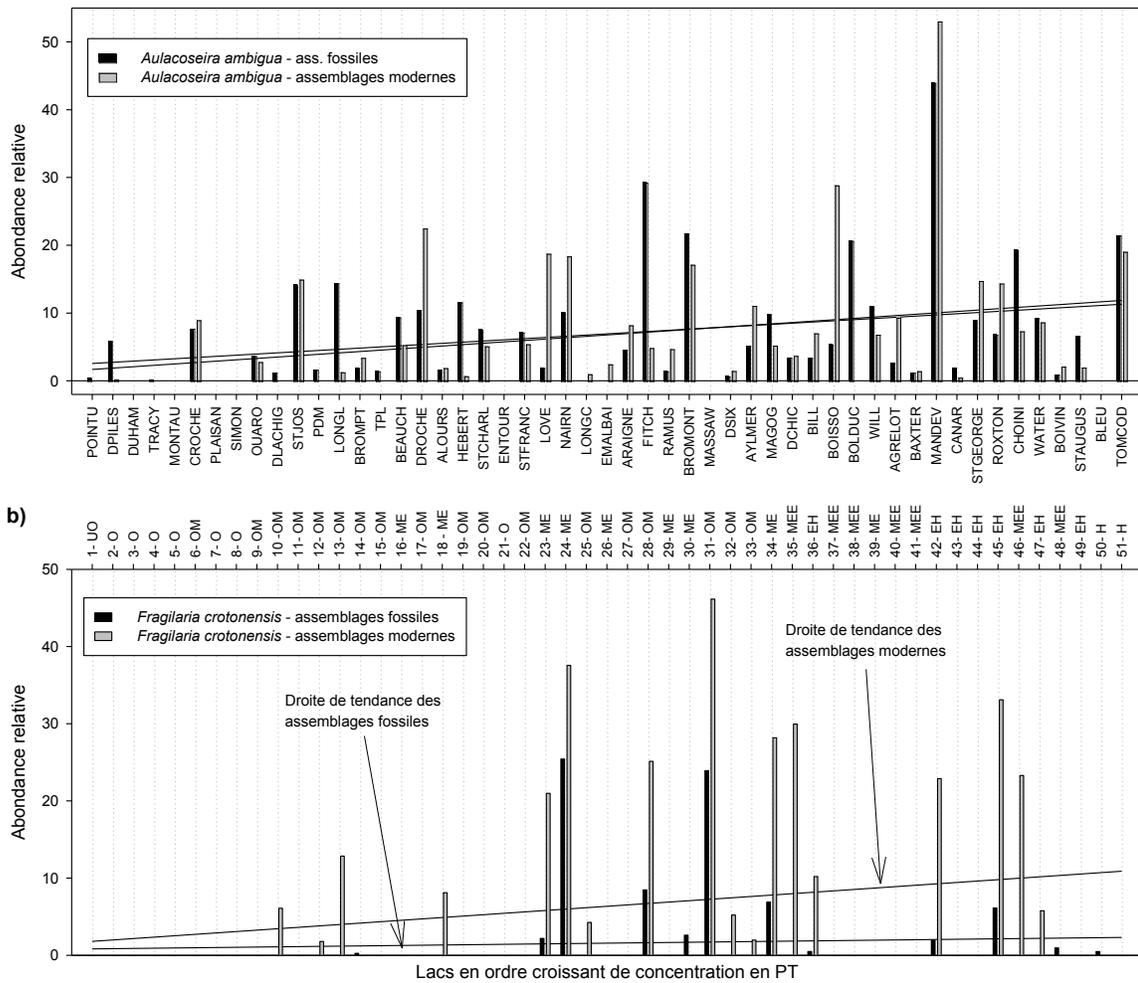


Figure 5.2 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : a) abondance relative de *Aulacoseira ambigua* et b) abondance relative de *Fragilaria crotonensis*, en fonction de la concentration croissante de PT. Les acronymes correspondent au classement trophique des lacs : UL = ultra-oligotrophe, O = oligotrophe, OM = oligo-mésotrophe, ME = méso-eutrophe, MEE = méso-eutrophe à eutrophe, EH = eutrophe à hypereutrophe et H = hypereutrophe.

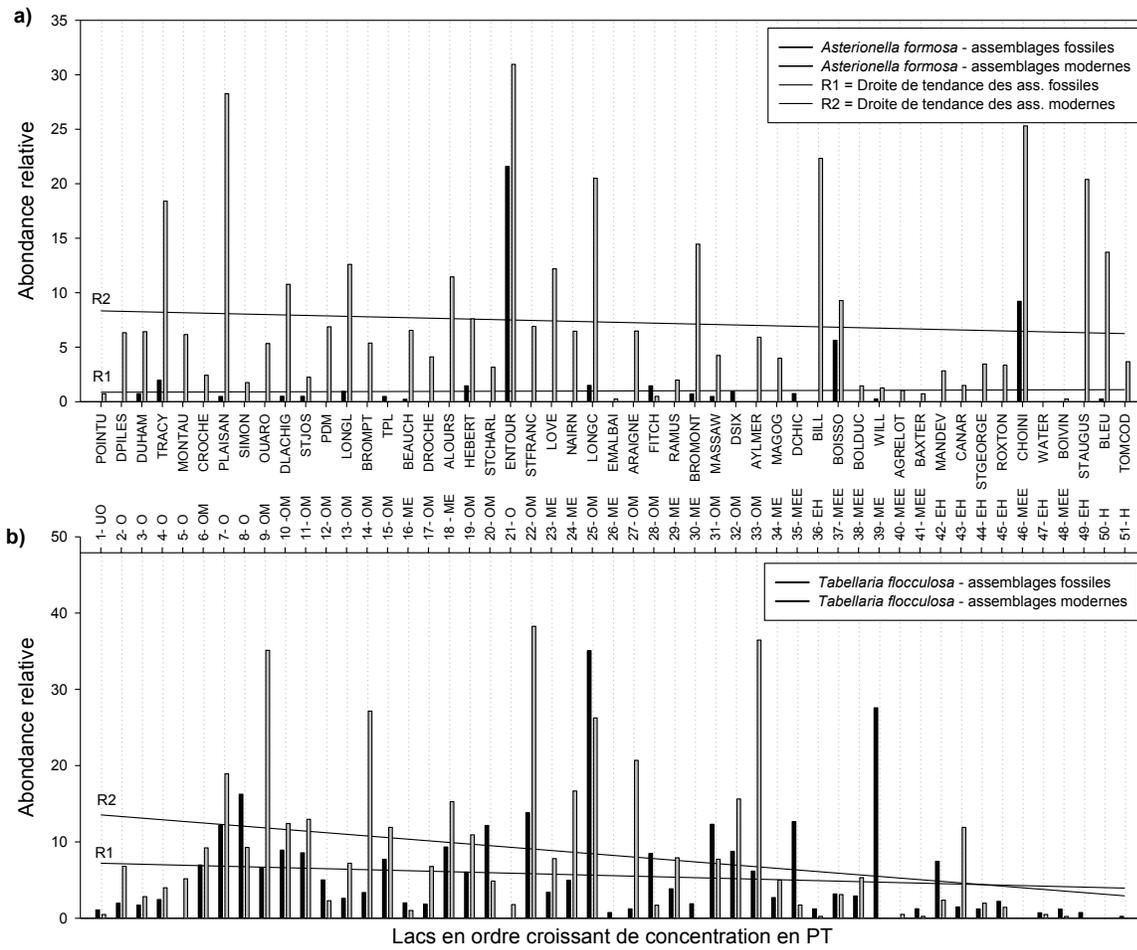


Figure 5.3 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : a) abondance relative de *Asterionella formosa* et b) abondance relative de *Tabellaria flocculosa* (complexe), en fonction de la concentration croissante de PT lacs. Les acronymes correspondent au classement trophique des lacs : UL = ultra-oligotrophe, O = oligotrophe, OM = oligo-mésotrophe, ME = méso-eutrophe, MEE = méso-eutrophe à eutrophe, EH = eutrophe à hypereutrophe et H = hypereutrophe.

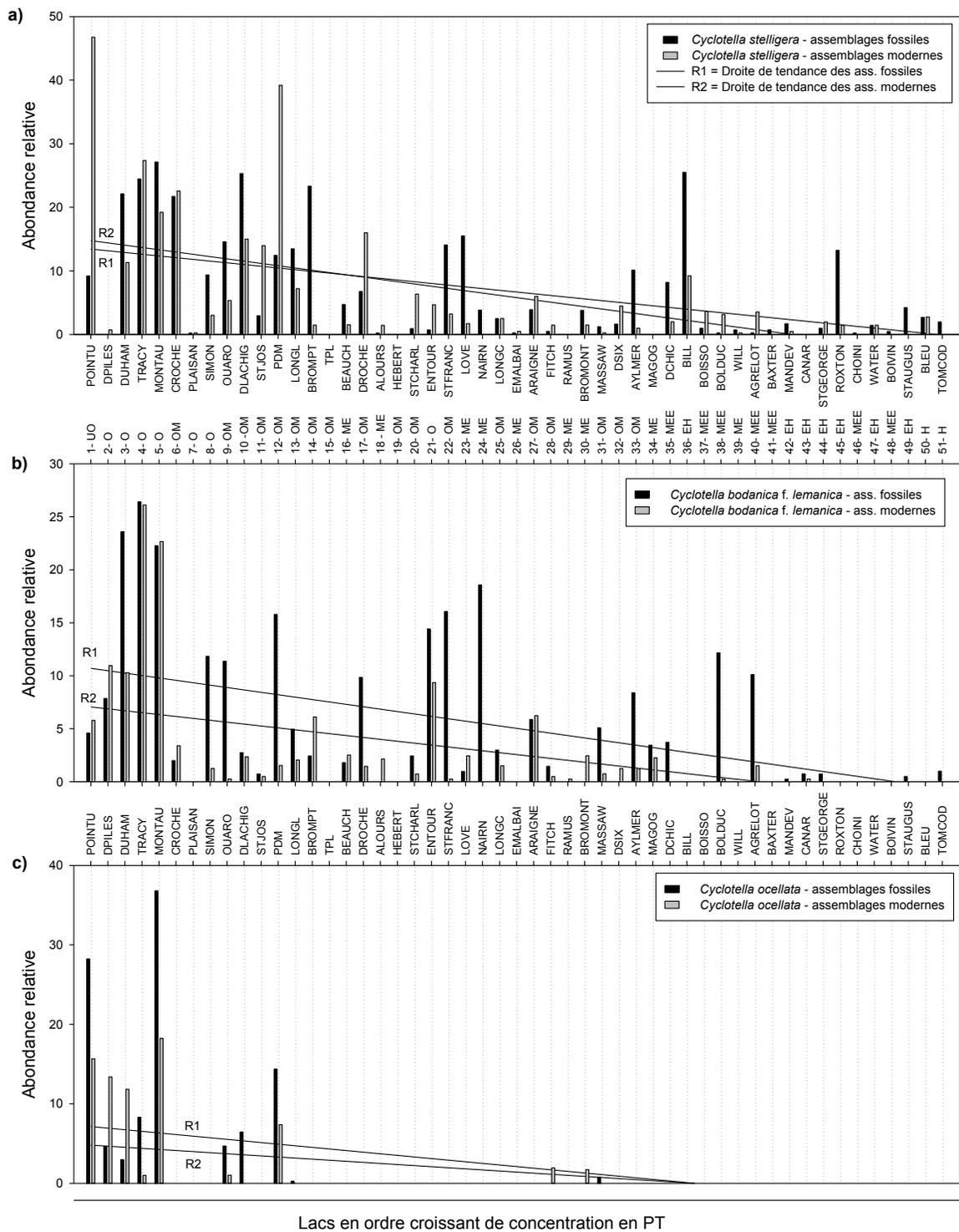


Figure 5.4 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) *Cyclotella stelligera*, b) *Cyclotella bodanica f. lemanica* et c) *Cyclotella ocellata*, en fonction de la concentration croissante de PT.

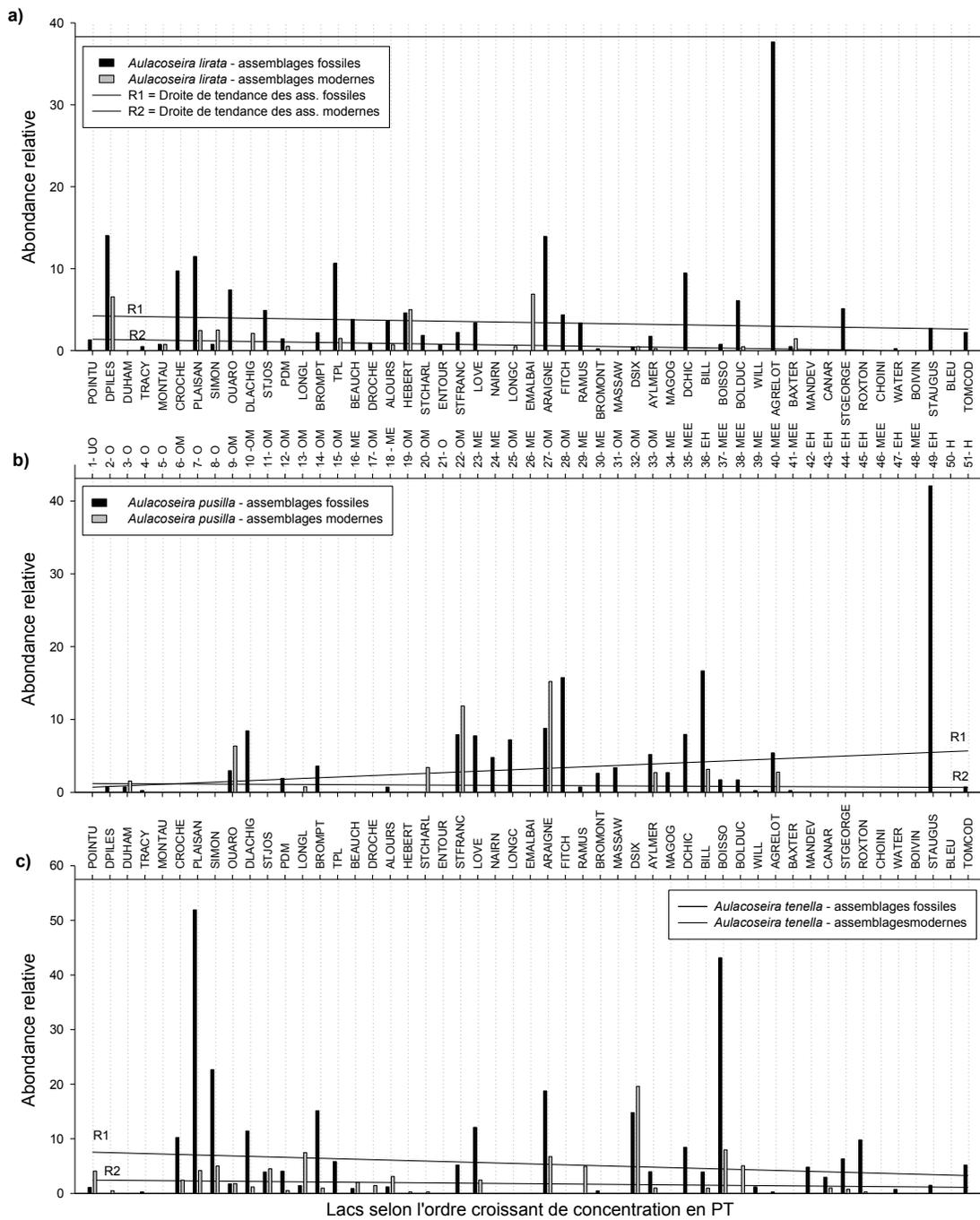


Figure 5.5 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) *Aulacoseira lirata*, b) *Aulacoseira pusilla* et c) *Aulacoseira tenella*, en fonction de la concentration croissante de PT.

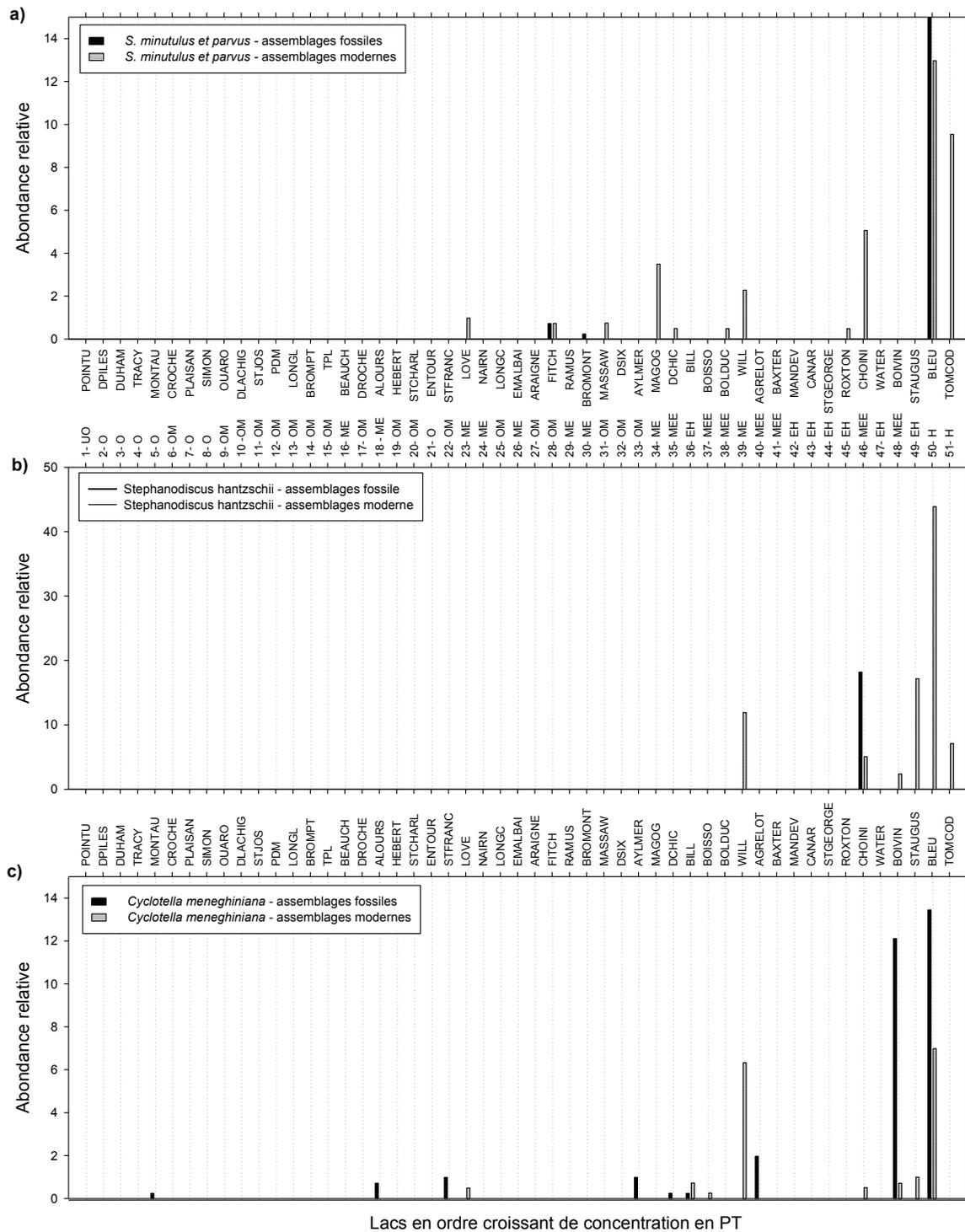


Figure 5.6 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) *Stephanodiscus minutulus* et *S. parvus*, b) *Stephanodiscus hantzschii* et c) *Cyclotella meneghiniana*, en fonction de la concentration croissante de PT.

5.3.1.2 Taxa benthiques

Généralement les taxa benthiques récoltés dans les sédiments montrent une abondance relative plus faible que les taxa planctoniques. Les taxa les mieux représentés en termes de nombre de valves dans les assemblages sont ceux qui forment des colonies rubanées, tels *Pseudostaurosira brevistriata* (psbr), *Staurosira construens* (scon), *Staurosira construens* var. *venter* (scve) et *Staurosirella pinnata* (spin). Ces taxa sont normalement associés aux plans d'eau de volume restreint, puisqu'ils sont souvent observés parmi les macrophytes (Germain 1981). Les taxa *P. brevistriata*, *S. construens* et *S. pinnata* sont effectivement plus abondants dans les lacs productifs du jeu de données (Figure 5.7), qui sont généralement moins profonds (chapitre 4), puisque leur morphométrie favorise la présence de zones littorales mieux développées. Les courbes de tendance pour les assemblages fossiles et modernes montrent un accroissement de l'abondance relative avec l'enrichissement en PT des plans d'eau. Par contre, la tendance entre les assemblages fossiles et modernes du taxon *P. brevistriata* (Figure 5.7a) diffère des autres courbes (Figure 5.7b et c). La courbe de tendance passant par l'ensemble des résultats des assemblages modernes montre une pente plus importante que celle des assemblages fossiles; les droites ne sont pas parallèles. Ainsi, l'accroissement de l'abondance de ce taxon est plus important au sein des assemblages modernes que fossiles. Par contre, les droites de tendance de l'abondance relative des assemblages modernes et fossiles de *S. construens* et *S. construens* var. *venter* évoluent en parallèle. Il est connu que l'une des conséquences de l'eutrophisation des lacs peu profonds se traduit par l'accroissement des herbiers aquatiques jusqu'à un seuil où le plan d'eau devient trop turbide pour favoriser un tel développement (Scheffer 1998). Par contre, advenant une telle dégradation, les herbiers vont plutôt régresser et la biomasse planctonique dominera de nouveau (Scheffer 1998). Les résultats de travaux visant à développer des modèles d'inférence basés sur les communautés périphytiques de diatomées en lien avec l'importance des types d'habitats (roches, macrophytes et *Cladophora*) dans le fleuve Saint-Laurent (Reavie et Smol 1997), ou en lien avec la densité du couvert de macrophytes d'un ensemble de lacs du nord-est des É.-U. (Vermaire et Gregory-Eaves 2008), ont permis de montrer la relation effective qui existe entre les taxa de diatomées et l'importance des différents types d'habitats dans l'écosystème. Est-ce que le développement de *P. brevistriata* était davantage encouragé par celui des herbiers aquatiques? Malheureusement, nous n'avons pas les données pour répondre à cette question, mais cela reste une hypothèse plausible.

Finalement, la comparaison de l'abondance relative des taxa entre les assemblages fossiles et modernes a permis de constater que l'enrichissement du milieu à travers le temps ne permettait pas toujours de voir un accroissement de l'abondance relative de certains taxa (ex. *A. ambigua*), bien que leur abondance augmente au sein des milieux plus productifs. L'analyse des espèces indicatrices, basée sur les regroupements d'assemblages fossiles et modernes, met en évidence les changements significatifs qui se sont opérés de

manière générale entre les périodes pré-anthropique et post-perturbation. Les résultats sont présentés à la section suivante.

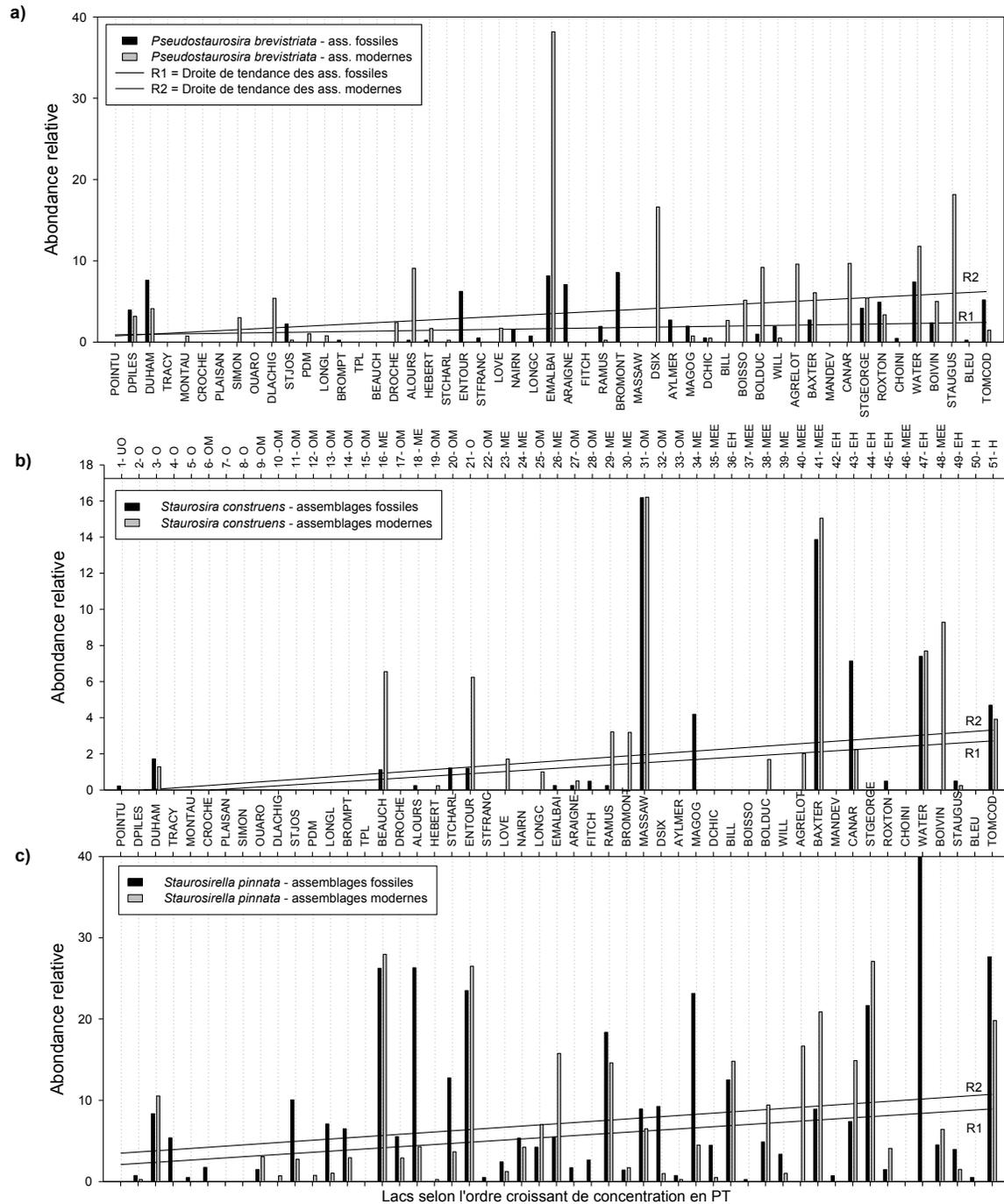


Figure 5.7 : Comparaison des assemblages de diatomées fossiles et modernes dans 51 lacs du Québec méridional : abondance relative de a) *Pseudostaurosira brevistriata*, b) *Staurosira construens* et c) *Staurosirella pinnata*, en fonction de la concentration croissante de PT.

5.3.1.3 Taxa indicateurs dans les assemblages fossiles et modernes

Le Tableau 5.3 présente les taxa indicateurs associés aux assemblages modernes ou fossiles. Pour déterminer ces taxa, un test Indval a été mené sur les deux groupes d'assemblages (fossile et moderne). Seulement les taxa présentant un $p\text{-value} \leq 0,003$ ont été retenus. L'objectif de mener ce test était, avant tout, de mettre en lumière quelles espèces périphtiques étaient associées aux assemblages fossiles et modernes. Les résultats soulèvent des constats qui appuient les observations soulevées à la section précédente en ce qui a trait aux espèces planctoniques, mais font ressortir de nouvelles observations pour ce qui concerne les taxa périphtiques. La dernière colonne du tableau 5.3 présente également un ratio, soit le nombre d'occurrences obtenu dans l'assemblage fossile versus celui de l'assemblage moderne, et ce, pour chacun des taxa.

Le taxon planctonique *Asterionella formosa* est apparu assez récemment dans la plupart des lacs; il est donc plutôt associé aux assemblages modernes. Le ratio d'occurrences fossile/moderne est de 21 lacs / 48 lacs. L'abondance relative de *A. formosa* était rarement supérieure à 2% dans les assemblages fossiles, sauf dans les assemblages fossiles des lacs Boissonneault (5%) et Entouré (20%), ainsi que dans le réservoir Choinière (9%). Au contraire, les taxa planctoniques *Aulacoseira lirata* et *A. pusilla* étaient plutôt associés aux assemblages fossiles. Le taxon *Aulacoseira lirata* est normalement répertorié dans des conditions de faible alcalinité, de basse conductivité et d'oligotrophie (Siver et Kling 1997; Camburn et Charles 2000). Effectivement, ce taxon était systématiquement absent de tous les assemblages fossiles et modernes récoltés dans les lacs montrant une alcalinité et une conductivité importante. Par contre, le taxon *Aulacoseira pusilla* semblait préférer des conditions d'alcalinité et de conductivité plus élevées, car il était présent dans les assemblages fossiles de la baie Fitch et des lacs Nairne, Massawippi et Saint-Augustin. Tsukada et al. (2006) ont étudié la succession et la composition du phytoplancton pendant deux années dans le lac Yogo, petit lac productif adjacent au lac Biwa (Japon). Ils ont répertorié des occurrences maximales de *A. pusilla* pendant les périodes hivernales, périodes où la température de l'eau était la plus froide. Les espèces co-occurentes pendant ces périodes étaient *Asterionella formosa*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Fragilaria crotonensis* et *Synedra* cf. *acus*, ainsi que plusieurs espèces de Thalassiosiraceae (*Stephanodiscus* spp. et *Cyclotella* spp.). Bien que très abondant dans l'assemblage fossile du lac Saint-Augustin (>40%), *A. pusilla* était absent du comptage de l'assemblage moderne de ce lac. Par contre, l'inverse était vrai pour le taxon *A. formosa*. De toute évidence, le lac Saint-Augustin a évolué vers des conditions défavorables pour *A. pusilla*, mais ce n'est pas le cas pour *A. formosa*. Nous ne sommes pas en mesure de déterminer les causes de la diminution de *A. pusilla*, bien que nous sachions que ces lacs ont tous subi un enrichissement en nutriments. Enfin, *A. pusilla* a également beaucoup régressé dans les assemblages modernes de la baie Fitch et des lacs de l'Achigan, Lovering et Bill. La plupart de ces lacs ont subi une évolution très importante de leur niveau

trophique (Tableau 5.4). Il est raisonnable de se demander si le réchauffement de la température de l'eau pendant la période estivale pourrait être un facteur explicatif.

Par ailleurs, huit autres taxa péryphytiques ont été associés aux assemblages fossiles lors du test IndVal (Tableau 5.3). La totalité de ces taxa montre une très faible abondance relative (< 3%) dans l'ensemble des assemblages. Conséquemment, il est plus intéressant de comparer le nombre d'occurrences de chacun des taxa en fonction des assemblages fossiles et modernes (ratio; Tableau 5.3), pour constater que ces taxa n'ont pas été répertoriés dans plus de la moitié des assemblages modernes des lacs où ils étaient présents jadis. Nous pensons qu'une plus grande sensibilité de ces taxa aux changements physiques du milieu et à la dégradation de la qualité de l'eau pourrait expliquer ces résultats. Dans une proportion de 66%, les taxa présents dans un assemblage fossile l'étaient également dans l'assemblage moderne du même lac, et ce, malgré une très faible valeur d'abondance relative. Ce fait renforce la conviction que l'absence de ces taxa dans les assemblages modernes est davantage la conséquence d'une réponse écologique de la part des diatomées que celle d'une faible représentativité de ces taxa dans le milieu. Par conséquent, les espèces rares revêtraient une valeur écologique très importante pour les études limnologiques et paléolimnologiques!

Tableau 5.3 : Espèces étroitement associées aux assemblages fossiles ou modernes.

CODE	TAXON	IndVal	Habitat	Ratio d'occurrences (fossile/moderne)
Assemblage moderne				
AFOR	<i>Asterionella formosa</i> Hassall 1850	0,80	Planctonique	21 / 48
Assemblage fossile				
ALIR	<i>Aulacoseira lirata</i> (Ehrenberg) Ross 1986	0,59	Planctonique	36 / 16
AUPU	<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) A. Tuji & A. Houki 2004	0,41	Planctonique	29 / 10
NSEI	<i>Navicula seminulum</i> var. <i>intermedia</i> Hustedt 1942	0,46	Périphytique	26 / 4
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills 1934	0,43	Périphytique	29 / 10
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> Complexe (Ehrenberg) Cleve 1891	0,35	Périphytique	21 / 3
NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing 1844	0,30	Périphytique	21 / 6
ENLB	<i>Encyonema lange-bertalotii</i> Krammer 1997 morphotype 1	0,30	Périphytique	20 / 6
ACST	<i>Achnanthes stolidia</i> (Krasske) Krasske 1949	0,18	Périphytique	10 / 2
PEXP	<i>Placoneis explanata</i> (Hustedt) Mayama 1998	0,17	Périphytique	11 / 2
CCOC	<i>Cavinula cocconeiformis</i> (Gregory ex Greville) Mann et Stickle dans Round et al. 1990	0,14	Périphytique	28 / 14

5.3.2 Reconstitution et validité des fonctions de transfert de PT

Le Tableau 5.4 présente le PT moyen observé et les valeurs de PT inférées relativement aux deux fonctions de transfert utilisées. La colonne « Résultat final » représente le résultat provenant de la sélection du modèle le plus performant ou de la moyenne des résultats des deux fonctions de transfert. Cette sélection est basée sur deux critères qui consistaient à : 1) minimiser le biais selon la classe du gradient de la variable inférée (méthode détaillée au chapitre 4), et 2) vérifier la correspondance entre la valeur inférée et la moyenne des valeurs mesurées. Par ailleurs, Birks (1995) recommandait de faire une reconstitution moyenne de plusieurs méthodes; ce fut la procédure adoptée lorsque le biais de chacune des fonctions de transfert montrait une tendance opposée. Le tableau 5.3 présente également l'état trophique en fonction des concentrations en PT et du classement trophique des lacs selon la méthode *a posteriori* dite « complète » (chapitre 3). Ce dernier classement était basé sur les variables physico-chimiques classiques (Chla, PT et Secchi) et sur les assemblages de diatomées. Les assemblages ont permis de départager les lacs oligo-mésotrophes des lacs méso-eutrophes (section 3.4.2). Enfin, la comparaison des niveaux trophiques obtenus à l'aide des assemblages de diatomées fossiles et modernes a permis de documenter les changements trophiques (Δ) en fonction du PT et en fonction du classement trophique effectué *a posteriori*. Nous parlerons de « classification trophique *a posteriori*» dans les paragraphes suivants pour désigner le classement trophique effectué avec les quatre indices décrits précédemment.

Les valeurs de PT inférées sont différentes des valeurs moyennes mesurées pour huit des 56 lacs, soit 14% des lacs du jeu de données. Le symbole « § », dans une colonne du Tableau 5.4, identifie les lacs concernés. Il y a trois types de situations qui semblent engendrer une mauvaise valeur prédite de PT.

Premièrement, la dominance d'un assemblage par *Aulacoseira ambigua*. Ce taxon pouvait être abondant tant dans les assemblages des lacs peu profonds et productifs que peu productifs (ex. : lac Croche). Les plans d'eau enrichis et colonisés par *A. ambigua* sont les lacs aux Canards, Saint-Georges, Waterloo et Tomcod.

Deuxièmement, les données ponctuelles mesurées dans l'épilimnion peuvent sous-estimer les concentrations de PT réelles sur l'ensemble de l'année, valeurs qui ont servi d'intrant pour la modélisation. Ce type d'erreur lié à la méthodologie a déjà été soulevé par Anderson et Odgaard (1994) et a également été discuté au chapitre 4 de cette thèse. La situation des lacs Nairne et William est un bon exemple associé à ce type de problème. Les valeurs ponctuelles de PT mesurées pouvaient fluctuer énormément au sein d'une même saison pour les deux lacs. Le relargage de PT par les sédiments du lac Nairne et la variabilité des conditions climatiques (ex. : pluviométrie) sont des causes de variabilité avérées pour ces lacs. L'étude de Labrecque et al. (2012) a montré que le relargage du PT par les sédiments entraînait un bilan de PT annuel, dans la

colonne d'eau, plus élevé que le bilan basé sur les concentrations mesurées dans l'épilimnion en période de stratification.

Par ailleurs, les mesures de PT du lac William, effectuées sur deux années consécutives (2009 et 2010), ont montré que les concentrations moyennes dans l'épilimnion pouvaient varier énormément d'une année à l'autre. En 2009, la concentration moyenne de PT était de $22,0 \pm 6,21 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et en 2010 cette valeur était de $11,4 \pm 0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ainsi, les assemblages de diatomées dans ces deux lacs représentaient des conditions de milieu plus riche en phosphore que les valeurs de PT mesurées pouvaient le laisser croire.

Troisièmement, les lacs productifs présentant des eaux de faible alcalinité (ou acides), montraient des assemblages de diatomées qui ne répondaient pas au signal trophique comme les assemblages des autres lacs (chapitre 3). Les lacs des Six, Saint-Georges et Saint-Charles (Bellechasse) appartenaient à ce type de lac. Les assemblages de diatomées de ces lacs présentaient des taxa de milieux acides qu'on associe normalement aux lacs peu productifs. Ces taxa étaient *Aulacoseira lirata*, *Aulacoseira perglabra* et *Aulacoseira tenella* (Camburn et Charles 2000).

En somme, il a ainsi été possible d'évaluer l'ampleur de l'enrichissement en PT, depuis l'influence des activités humaines sur certains lacs, en comparant les valeurs inférées de PT avec leurs assemblages prélevés au fond et à la surface de la séquence sédimentaire. Par contre, les assemblages modernes et fossiles des lacs Brome, Memphrémagog, Maillé et Saint-Charles (Bellechasse) n'ont pas pu être comparés, puisqu'il n'y avait pas de diatomées dans les sédiments du niveau de fond. Enfin, l'historique des lacs Bleu et Desmarais ainsi que du réservoir Choinière, s'arrête à la date de leur création, il y a environ 40 ans.

Tableau 5.4 : Valeurs de PT inférées dans les niveaux de sédiments de surface de 56 lacs et de fond de 51 lacs du Québec méridional.

Lac	TP observé µg.L ⁻¹	† WA Classique	Valeurs inférées		Classification trophique en fonction du PT		Reclassification trophique <i>a posteriori</i>	
			† WA- PLS comp. 2 (± 2 µg.L ⁻¹)	‡Résultat final	Niveau trophique	(Δ)	Niveau trophique	(Δ)
Fortement dégradé								
AGRELOT_F30-30,5		5,5	8,1	6,8	oligotrophe			
AGRELOT_S10	23,5 ± 4,5	14,9	19,8	17,4	mésotrophe	2	méso-eutro./eutrophe	3
BILL_F25-25,5		9,2	10,4	9,8	oligo-méso.			
BILL_S10	15,8 ± 5,5	16,0	14,5	15,2	mésotrophe	1	eutrophe/hyper.	3
BOLDUC_F23-23,5		4,9	6,5	5,7	oligotrophe			
BOLDUC_S10	20 ± 8,4	12,1	14,5	13,3	mésotrophe	2	méso-eutro./eutrophe	3
DCHIC_F17-17,5		7,1	7,8	7,4	oligotrophe			
DCHIC_S10	15,3 ± 3,79	16,1	13,3	14,7	mésotrophe	2	méso-eutrophe	3
LOVE_F27-28		5,4	5,1	5,3	oligotrophe			
LOVE_S09	8,4 ± 0,93	10,9	10,0	10,5	oligo-méso	1	méso-eutrophe	3
ROXTON_F28-29		7,0	8,9	7,9	oligotrophe			
ROXTON_S09	37,2 ± 12	21,6	22,3	21,9	méso-eutrophe	3	eutrophe/hyper.	4
STAUGUS_F44-45		10,5	11,2	10,9	oligo-méso			
STAUGUS_S10	68,6 ± 47,34	88,9	68,3	78,6	eutrophe	3	eutrophe/hyper.	3
TOMCOD_F35-36		14,2	21,8	18,0	mésotrophe			
TOMCOD_S09	170,6 ± 86,32	67,5	73,1	70,3	eutrophe	2	hypereutrophe	3
Moyennement dégradé								
ALOURS_F28-28,5		10,5	13,8	12,1	oligo-méso.			
ALOURS_S10	6,4 ± 1,6	8,4	9,1	8,8	oligotrophe	-1	méso-eutrophe	2
BEAUCH_F41-42		8,5	10,1	9,3	oligo-méso.			
BEAUCH_S09	5,9 ± 1,2	8,8	9,4	9,1	oligo-méso.	0	méso-eutrophe	2
BAXTER_F18-18,5		10,2	15,6	12,9	oligo-méso.			
BAXTER_S10	24,5 ± 10,6	17,7	21,0	19,4	mésotrophe	1	méso-eutro./eutrophe	2
BOISSO_F18-18,5		10,1	11,8	10,9	oligo-méso.			
BOISSO_S10	19,8 ± 1,9	13,2	14,8	14,0	mésotrophe	1	méso-eutro./eutrophe	2

Tableau 5.4 (suite 1)

Lac	TP observé µg.L ⁻¹	Valeurs inférées				Classification trophique en fonction du PT		Reclassification trophique <i>a posteriori</i>	
		† WA Classique	† WA-PLS comp. 2 (± 2 µg.L ⁻¹)	‡ Résultat final		Niveau trophique	(Δ)	Niveau trophique	(Δ)
Moyennement dégradé (suite)									
CANAR_F19-20		10,3	16,1	13,2		mésotrophe	0		2
CANAR_S10	28,6 ± 1,81	11,7	19,1	15,4	§	mésotrophe	0	eutrophe/hyper.	2
CROCHE_F36-36,5		3,1	4,0	3,1		ultra-oligo.	0		2
CROCHE_S10	1,9 ± 1,08	2,5	2,6	2,5		ultra-oligo.	0	oligo-mésotrophe	2
DLACHIG_F31-31,5		3,6	3,4	3,6		ultra-oligo.	0		2
DLACHIG_S10	3,3 ± 1,65	3,9	3,3	3,9		ultra-oligo.	0	oligo-mésotrophe	2
DROCHE_F33,5--34		4,2	5,4	4,8		oligotrophe	0		2
DROCHE_S09	6,4 ± 0,82	5,2	7,2	6,2		oligotrophe	0	oligo-mésotrophe	2
DSIX_F40-40,5		5,4	7,0	6,2		oligotrophe	0		2
DSIX_S10	11,9 ± 1,6	6,7	7,5	7,1	§	oligotrophe	0	oligo-mésotrophe	2
EMALBAI_F16-17		7,8	10,2	9,0		oligo-méso.	0		2
EMALBAI_S10	10,1 ± 0,65	7,7	11,8	9,8		oligo-méso.	0	méso-eutrophe	2
MANDEV_F33-34		14,8	17,8	16,3		mésotrophe	1		2
MANDEV_F33-34a		14,7	18,4	16,5		mésotrophe	1		2
MANDEV_S09	27,7 ± 13,87	21,9	19,9	20,9		méso-eutrophe		eutrophe/hyper.	
OUARIO_F39-40		3,2	3,8	3,2		ultra-oligo	1		2
OUARIO_S09	3,0 ± 0,47	4,3	5,2	4,7		oligotrophe	1	oligo-mésotrophe	2
PDM_F37,5-38,5		3,4	4,0	3,4		ultra-oligo.	0		2
PDM_S09	4,9 ± 0,84	2,9	3,0	2,9		ultra-oligo.	0	oligo-mésotrophe	2
RAMUS_F27-28		9,6	13,7	11,7		oligo-méso.	0		2
RAMUS_S09	11,3 ± 1,45	10,3	13,3	11,8		oligo-méso.	0	méso-eutrophe	2
STGEORGE_F26-26,5		12,5	21,3	16,9		mésotrophe	0		2
STGEORGE_S10	32,7 ± 4,15	11,3	14,9	13,1	§	mésotrophe	0	eutrophe/hyper.	2

Tableau 5.4 (suite 2)

Lac	TP observé $\mu\text{g.L}^{-1}$	† WA Classique	Valeurs inférées		Classification trophique en fonction du PT	Reclassification trophique <i>a posteriori</i>	
			† WA- PLS comp. 2 ($\pm 2 \mu\text{g.L}^{-1}$)	‡ Résultat final		Niveau trophique (Δ)	Niveau trophique (Δ)
Peu dégradé							
ARAIGNE_F23-24		6,3	8,0	7,2	oligotrophe	0	1
ARAIGNE_S09	10,3 \pm 3,46	5,5	7,0	6,2	oligotrophe		oligo-mésotrophe
AYLMER_F37-38		6,8	7,6	7,2	oligotrophe	0	1
AYLMER_S09	12,16 \pm 2,0	9,6	9,2	9,4	oligo-méso.		oligo-mésotrophe
BLEU_F24-25		90,3	60,8	75,5	eutrophe	1	1
BLEU_S09	156 \pm 42,8	158,1	77,6	117,9	hypereutrophe		hypereutrophe
BOIVIN_F30-30,5		33,2	25,2	29,2	méso-eutrophe	1	1
BOIVIN_S10	41,4 \pm 8,5	51,0	45,3	48,2	eutrophe		eutrophe/hyper.
BROMONT_F25-26		13,6	12,7	13,2	mésotrophe	0	1
BROMONT_S09	11,4 \pm 4,59	13,6	11,1	12,4	mésotrophe		méso-eutrophe
BROMPT_F37-38		4,9	5,0	4,9	oligotrophe	1	1
BROMPT_S09	5,3 \pm 0,75	7,4	6,7	7,4	oligo-méso		oligo-mésotrophe
DPILES_F30-30,5		3,3	4,2	3,3	ultra-oligo.	0	1
DPILES_S10	1,1 \pm 1,6	1,7	1,7	1,7	ultra-oligo.		oligotrophe
DUHAM_F30-30,5		4,2	3,7	4,2	oligotrophe	-1	1
DUHAM_S10	1,4 \pm 1,1	3,2	2,3	3,2	ultra-oligo.		oligotrophe
HEBERT_F42-42,5		3,7	6,0	4,8	oligotrophe	0	1
HEBERT_F42-42,6		3,1	5,1	4,1	oligotrophe		oligo-mésotrophe
HEBERT_S10	7,2 \pm 1,8	3,3	6,0	4,7	oligotrophe		oligo-mésotrophe
LONGC_F31-32		7,0	8,5	7,7	oligotrophe	1	1
LONGC_S09	9,3 \pm 0,92	7,6	8,1	7,8	oligo-méso.		oligo-mésotrophe
LONGL_F31-33		7,0	6,3	6,7	oligotrophe	0	1
LONGL_S09	5,1 \pm 1,37	5,4	5,0	5,2	oligotrophe		oligo-mésotrophe

Tableau 5.4 (suite 3)

Lac	TP observé µg.L ⁻¹	† WA Classique	Valeurs inférées		Classification trophique en fonction du PT		Reclassification trophique <i>a posteriori</i>	
			† WA- PLS comp. 2 (± 2 µg.L ⁻¹)	‡ Résultat final	Niveau trophique	(Δ)	Niveau trophique	(Δ)
Peu dégradé (suite)								
MAGOG_F30-31		20,8	21,0	20,9	mésotrophe	0		
MAGOG_S09	13,9 ± 2	23,4	15,4	15,4	mésotrophe	0	méso-eutrophe	1
MONTAU_F36-36,5		1,3	0,9	1,3	ultra-oligo.	0		
MONTAU_S10	1,7 ± 0,72	1,8	1,4	1,8	ultra-oligo.	0	oligotrophe	1
SIMON_F38-38,5		2,4	3,6	2,4	ultra-oligo.	0		
SIMON_S10	2,6 ± 1,81	2,2	3,7	2,2	ultra-oligo.	0	oligotrophe	1
STFRANC_F40-41		6,6	6,1	6,3	oligotrophe	0		
STFRANC_S09	7,9 ± 1,53	6,4	6,3	6,4	oligotrophe	0	oligo-mésotrophe	1
STJOS_F30-32		6,9	8,5	7,7	oligotrophe	0		
STJOS_S09	4,9 ± 1,4	4,8	5,4	5,1	oligotrophe	0	oligo-mésotrophe	1
TPL_F39-40		3,6	6,7	3,6	oligotrophe	0		
TPL_S09	5,4 ± 0,78	2,4	5,0	3,7	oligotrophe	0	oligo-mésotrophe	1
TRACY_F40-40,5		3,1	2,8	3,1	ultra-oligo.	0		
TRACY_S10	1,7 ± 1,27	2,1	1,8	2,1	ultra-oligo.	0	oligotrophe	1
WATER_F34-35		19,5	25,5	22,5	mésotrophe	0		
WATER_S09	41,4 ± 10,3	22,4	27,3	24,8	§ mésotrophe	0	méso-eutro./eutrophe	1
WILL_F26-27		13,3	13,9	13,6	mésotrophe	0		
WILL_S09	22,0 ± 6,21	69,0	37,7	53,4	§ eutrophe	2	méso-eutrophe	1
État stable								
CHOINI_F15-15,5		81,6	58,2	69,9	eutrophe	0		
CHOINI_S09	38 ± 2,87	57,2	38,9	38,9	eutrophe	0	méso-eutro./eutrophe	0
FITCH_F31-32		10,7	10,0	10,4	oligo-méso	0		
FITCH_S09	11,1 ± 3,61	16,7	8,6	12,7	oligo-méso	0	oligo-mésotrophe	0

Tableau 5.4 (suite 4)

Lac	TP observé µg.L ⁻¹	† WA Classique	Valeurs inférées		Classification trophique en fonction du PT		Reclassification trophique <i>a posteriori</i>	
			† WA- PLS comp. 2 (± 2 µg.L ⁻¹)	‡ Résultat final	Niveau trophique	(Δ)	Niveau trophique	(Δ)
État stable (suite)								
MASSAW_F37-38		11,6	9,7	10,6	oligo-méso	1		
MASSAW_S09	* 11,48 ± ?	20,4	17,3	18,8	mésotrophe		oligo-mésotrophe	0
PLAISAN_F40-40,5		2,9	5,3	4,1	oligotrophe	-1		
PLAISAN_S10	2,3 ± 0,3	3,4	3,9	3,4	ultra-oligo.		oligotrophe	0
STCHARL_QC_F37-38		6,7	10,8	8,8	oligo-méso.	-1		
STCHARL_QC_S09	7,3 ± 0,64	6,5	8,2	7,4	oligotrophe		oligo-mésotrophe	0
POINTU_F38-38,5		2,1	1,8	2,1	ultra-oligo.			
POINTU_F38-38,5a		1,1	0,9	1,1	ultra-oligo.	0		0
POINTU_S10	0,9 ± 0,55	1,1	1,1	1,1	ultra-oligo.		ultra-oligotrophe	
Oligotrophisation								
ENTOUR_F47-47,5		12,0	13,9	12,9	oligo-méso.			
ENTOUR_S10	7,6 ± 6,32	8,3	8,0	8,2	oligotrophe	-1	oligotrophe	-1
Pas d'assemblage de fond								
BROME_S09	16,2 ± 6,3	23,0	17,9	20,5	mésotrophe	NA	méso-eutro./eutrophe	NA
DMAR_S09	12,7 ± 4,84	17,6	15,1	16,4	mésotrophe	NA	méso-eutrophe	NA
MAILLE_S10	7,4 ± 1,78	14,2	13,3	13,7	mésotrophe	NA	méso-eutrophe	NA
MEMPH_S09	9,8 ± 1,55	13,5	8,5	11,0	mésotrophe	NA	oligo-mésotrophe	NA
STCHARL_BEL_S10	173,3 ± 43,15	7,4	9,2	8,3	§ oligo-méso.	NA	hypereutrophe	NA

* Valeur du RSVL; station #03020142 (45° 16' 23.16" N, -71° 58' 48.31" O)

† Validation à l'aide du *bootstrap* (1000 cycles)

‡ Sélection des modèles de manière à minimiser leur biais (chapitre 4)

§ s'éloigne à plus de 5% de l'intervalle des valeurs mesurées en prenant en compte l'écart-type du modèle

Le Tableau 5.5 est un tableau de contingence qui compile la fréquence des résultats des variations (Δ) du niveau trophique entre les assemblages fossiles (fond) et les assemblages modernes (surface) des séquences sédimentaires, et ce, en fonction de la concentration de PT inférée ainsi qu'en fonction de la classification trophique *a posteriori*. Ces résultats montrent que le classement trophique, basé uniquement sur les valeurs de PT détecte moins de changements de niveau trophique entre les assemblages modernes et fossiles, comparativement à la classification trophique selon la méthode *a posteriori* dite « complète » (chapitre 3). Les concentrations de PT inférées montraient que 27 lacs sur 51 n'auraient pas vu leur concentration de PT s'accroître suffisamment à travers le temps pour faire en sorte qu'ils changent de classe trophique. Par contre, sur la base de la classification *a posteriori*, ce sont plutôt 44 lacs sur 51 qui auraient vu leur état trophique s'accroître à travers le temps. Neuf lacs auraient subi une détérioration beaucoup plus importante sur la base de la classification trophique *a posteriori* dite « complète », c'est-à-dire qu'ils auraient vu leur processus d'eutrophisation évoluer de trois à quatre niveaux trophiques. Ces plans d'eau sont les lacs aux Grelots, Bill, Bolduc, des Chicots, Lovering, Nairne, Roxton, Saint-Augustin et Tomcod. Par ailleurs, le lac Entouré aurait vu son état trophique s'améliorer, passant d'un état oligo-mésotrophe à oligotrophe. À l'inverse, il y aurait six lacs qui seraient restés stables à travers le temps, soit le réservoir Choinière, la section aval de la baie Fitch, et les lacs Massawippi, Plaisant, Pointu et le bassin nord du lac Saint-Charles (Québec).

Tableau 5.5 : Fréquence des résultats des variations du niveau trophique en fonction du PT et du classement trophique effectué *a posteriori*.

Δ trophique	Résultat basé uniquement sur PT	Résultat basé sur la classification trophique <i>a posteriori</i>
-1 (diminution)	5	1
0 (stabilité)	27	6
1 (augmentation de 1 niveau trophique)	11	20
2 (augmentation de 2 niveaux trophiques)	6	15
3 (augmentation de 3 niveaux trophiques)	2	8
4 (augmentation de 4 niveaux trophiques)	0	1
Total :	51	51

Le fait de classer un lac perturbé dans une catégorie de lacs non perturbés, sur la base d'une classification physico-chimique, est une situation que nous désirons éviter à tout prix pour une saine gestion des lacs. À cet effet, nous analyserons qualitativement, à la section 5.4.4, les changements survenus entre les assemblages fossiles et modernes, de manière à éviter qu'un tel problème survienne.

5.3.3 Conditions de référence de PT en fonction de la géologie du bassin versant

Nous avons vu au chapitre 2 que les propriétés chimiques des lacs sont influencées, de manière importante, par la géologie de leur bassin versant et que les propriétés physico-chimiques et morphométriques des lacs influencent, à leur tour, la production primaire de ceux-ci. Le type de brassage (dimictique et polymictique) d'un lac est une variable associée à la morphométrie et à la météorologie, et montre une corrélation importante avec le gradient de PT ($r = -0,65$ et $p \leq 0,01$; chapitre 2). Conséquemment, le type de brassage du lac s'est avéré la variable retenue pour séparer les lacs en fonction de leur morphométrie pour ainsi calculer les valeurs de PT naturelles dans les lacs polymictiques et dimictiques.

Les teneurs naturelles utilisées correspondent à la résultante des valeurs inférées, citées au Tableau 5.4. Il faut noter que la superficie occupée par des roches carbonatées constitue seulement 25% du bassin versant du lac Nairne, contre 75% de roches de gneiss. Toutefois, l'influence des roches carbonatées sur les propriétés chimiques du lac Nairne est assez importante pour classer le bassin versant en fonction des roches de type sédimentaire plutôt que métamorphique. L'alcalinité de ce lac s'élevait à $43 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ (ou 0,9 méq), une valeur comparable à celle des lacs très alcalins de la région de l'Estrie (Québec).

Le Tableau 5.6 documente la variabilité de la teneur naturelle en PT de 44 lacs en fonction de la géologie du bassin versant et du type de brassage. Les assemblages de fond, provenant des lacs peu profonds et productifs qui ont moins bien répondu aux modèles d'inférence de PT, ont été exclus pour l'étude des concentrations naturelles de PT. Ces plans d'eau sont les lacs aux Canards, des Six, Saint-Georges, Tomcod et Waterloo. Les données montrent que les lacs dimictiques, dont le bassin versant était composé principalement de roches de type métamorphique, contiennent généralement des teneurs en PT plus faibles que les lacs situés dans des bassins versants constitués de roches sédimentaires. Il est également vrai que les lacs polymictiques de notre jeu de données montrent généralement des teneurs en PT plus élevées que les lacs dimictiques. Il faut noter que l'assemblage fossile du lac Boivin remonte probablement à une date plus récente que 1850 AD, puisque l'ensemble des diatomées représentait des conditions très perturbées. À la lumière de ces résultats, le lac Boivin n'a pas été retenu pour l'estimation des concentrations de PT de référence.

Le Tableau 5.7 présente les valeurs statistiques du PT en fonction des types de roches des bassins versants et des types de brassages des lacs. Ainsi, la concentration moyenne de PT des lacs situés sur des roches de type métamorphique était de $6 \pm 4 \mu\text{g.L}^{-1}$ et celle des lacs situés sur des roches de type sédimentaire était de $10 \pm 4 \mu\text{g.L}^{-1}$. En contrepartie, la concentration moyenne de PT des lacs polymictiques métamorphiques et sédimentaires se rapprochait de la valeur des lacs dimictiques situés sur de la roche de type sédimentaire. Leur valeur moyenne était respectivement de $10 \pm 5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et de $9 \pm 3 \mu\text{g.L}^{-1}$, et leur valeur médiane était de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ et de $8 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Tableau 5.7 : Valeur médiane, moyenne et écart-type, ainsi que les teneurs naturelles minimum et maximum de PT inférées en fonction de la géologie des bassins versants et du type de brassage de 43 lacs du Québec méridional.

Valeur ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Roches métamorphiques			Roches sédimentaires		
	Tous les lacs (n = 28)	Lacs dimictiques (n = 20)	Lacs polymictiques (n = 8)	Tous les lacs (n = 15)	Lacs dimictiques (n = 9)	Lacs polymictiques (n = 6)
Médiane :	5	4	10	9	10	8
Moyenne :	6	5	10	10	10	9
Écart-type :	4	3	3	4	5	3
Minimum :	1	1	5	5	5	6
Maximum :	13	13	13	21	21	13

Des évaluations statistiques effectuées par le gouvernement québécois, basées sur un ensemble de lacs étudiés entre 1979 et 1985 (Berryman 2006), nous ont permis de comparer nos résultats. Cette étude avait, entre autres, comme objectif de vérifier l'applicabilité de l'approche américaine pour établir des valeurs de référence (teneur naturelle) en PT, par écorégion. Cette méthode consistait à calculer la médiane des valeurs à chacune des stations d'échantillonnage de l'écorégion, afin de réduire les données à une seule valeur par station. Ensuite, l'approche préconisait de retenir, comme valeur de référence de PT, le 25^e centile de toutes les stations d'échantillonnage, par écorégion. Les résultats ainsi obtenus indiquaient que la concentration de référence de PT pour les lacs québécois du Bouclier Canadien, des Appalaches, des Basses-Terres de l'Abitibi et de la Baie James, ainsi que de la Plaine du lac Saint-Jean serait de $6 \mu\text{g.L}^{-1}$ et que celle des Basses-terres du Saint-Laurent serait de $11 \mu\text{g.L}^{-1}$. Ces valeurs sont pratiquement similaires aux valeurs moyennes de concentration naturelle de PT inférées pour les lacs dimictiques de notre jeu de données, mais s'écartent de la situation des lacs polymictiques situés sur un socle rocheux de type métamorphique. Ainsi, il semblerait beaucoup plus judicieux d'élaborer des critères de référence (ou teneur naturelle) de PT sur la base des caractéristiques géologiques à l'échelle du bassin versant, plutôt que par écorégion. De plus, il serait approprié d'élaborer des critères de manière à séparer les lacs avec une faible profondeur pélagique (polymictique) des lacs dimictiques.

5.3.4 Typologie des communautés de diatomées de référence

Il a été proposé au chapitre 3 d'utiliser les assemblages de diatomées fossiles pour établir les communautés de diatomées correspondant aux conditions de référence dans les lacs du Québec méridional, et ce, afin d'élaborer un indice biologique trophique. Ainsi, les résultats de cette section sont uniquement basés sur les communautés de diatomées. Il faut se rappeler que les analyses antérieures ont soulevé le fait que plusieurs sous-indices pourraient être développés, puisque les communautés de diatomées n'étaient pas uniquement influencées par les concentrations de PT dans l'eau, mais également par l'alcalinité et la morphométrie des lacs. De plus, les communautés ont également montré que la variable morphométrique « type de brassage » n'était pas assez précise pour représenter, à coup sûr, l'influence de la morphométrie sur les assemblages de diatomées. Un lac avec un habitat pélagique très restreint est nécessairement polymictique; mais à l'inverse, un lac polymictique peut avoir un habitat pélagique important et montrer un assemblage composé principalement de diatomées planctoniques. Nous avons vu que c'est parfois le cas des lacs peu profonds, devenus très turbides à la suite de l'eutrophisation de leur écosystème (Scheffer 1998). Il apparaît donc inapproprié de baser la séparation des lacs sur le type de brassage, puisqu'au cours du processus d'eutrophisation les assemblages peuvent évoluer d'une dominance de taxa planctoniques vers celle des taxa benthiques au fur et à mesure que le lac se remplit de sédiments et que les herbiers se développent avec l'accroissement progressif de la zone littorale (ex. : lacs aux Araignées, aux Grelots, Bill, Roxton, Saint-Augustin). L'inverse peut se produire lorsqu'un seuil critique de turbidité est atteint. Il apparaît donc plus approprié de s'en remettre uniquement à la ressemblance des assemblages de diatomées pour regrouper les lacs en communautés de référence.

5.3.4.1 *Les regroupements de lacs*

L'identification des communautés de référence a été effectuée selon la même méthode de groupement utilisée au chapitre 3, soit la méthode de variance minimum de Ward. Le Tableau 5.8 présente les regroupements obtenus. Les groupes 1, 2 et 3 semblent présenter un continuum trophique avec une dominance des espèces planctoniques, le groupe 4 représente les lacs de haute alcalinité naturelle et les lacs du groupe 5 sont les lacs montrant un assemblage de diatomées benthiques important. Cette importance de taxa benthiques s'expliquerait par un volume pélagique plus restreint ou par la présence d'herbiers bien développés en zones littorales. Un test « Indval » a été mené avec ses regroupements afin de vérifier si ces groupes se différencieraient par des espèces indicatrices. Ces résultats sont présentés à la section suivante.

Tableau 5.8 : Valeur médiane, moyenne et écart-type, ainsi que les teneurs naturelles minimum et maximum de PT inférées en fonction de la géologie des bassins versants et du type de brassage de 42 lacs du Québec méridional.

Groupement	Historique PT-inféré ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Actuelle	
		*Alcalinité	†Brassage
Groupe 1 (lacs acides)			
AGRELOT_F30-30.5	6,8	‡3	1
ARAIGNE_F23-24	7,2	‡2	1
BOISSO_F18-18.5	10,9	‡2	2
BOLDUC_F23-23.5	5,7	‡3	1
CROCHE_F36-36.5	3,1	1	2
DPILES_F30-30.5	3,3	1	2
HEBERT_F42-42.5	4,8	1	2
HEBERT_F42-42.5a	4,1	1	2
PLAISAN_F40-40.5	4,1	1	2
SIMON_F38-38.5	2,4	1	2
TPL_F39-40	3,6	1	2
Moyenne	5,1		
Écart-type	2,5		
Groupe 2 (lacs neutres)			
AYLMER_F37-38	7,2	‡3	2
BILL_F25-25.5	9,8	2	1
BROMPT_F37-38	4,9	2	2
DCHIC_F17-17.5	7,4	2	2
DLACHIG_F31-31.5	3,6	2	2
LONGC_F31-32	7,7	2	2
LOVE_F27-28	5,3	‡3	2
OUARO_F39-40	3,2	2	2
PDM_F37.5-38.5	3,4	2	2
ROXTON_F28-29	7,9	‡3	1
STFRANC_F40-41	6,3	‡3	2
WILL_F26-27	13,6	‡3	2
Moyenne	6,7		
Écart-type	3,0		
Groupe 3 (lacs neutres)			
DUHAMEL_F30-30.5	4,2	2	2
MONTAU_F36-36.5	1,3	2	2
POINTU_F38-38.5	2,1	2	2
POINTU_F38-38.5a	1,1	2	2
TRACY_F40-40.5	3,1	2	2
Moyenne	2,3		
Écart-type	1,3		

Tableau 5.8 (suite)

Groupement	Historique PT-inféré ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Actuelle	
		*Alcalinité	†Brassage
Groupe 4 (lacs alcalins)			
BROMONT_F25-26	13,2	3	1
FITCH_F31-32	10,4	3	2
LONGL_F31-33	6,7	2	2
MANDEV_F33-34	16,3	3	1
MANDEV_F33-34a	16,5	3	1
MASSAW_F37-38	10,6	3	2
NAIRN_F49.5-50	8,3	3	2
STAUGUS_F44-45	10,9	3	1
Moyenne	11,6		
Écart-type	3,5		
Groupe 5 (habitats benthiques importants)			
ALOURS_F28-28.5	12,1	2	2
BAXTER_F18-18.5	12,9	2	1
BEAUCH_F41-42	9,3	2	2
CANAR_F19-20	13,2	2	1
DROCHE_F33.5--34	4,8	2	1
DSIX_F40-40.5	6,2	2	2
EMALBAI_F16-17	9,0	2	1
ENTOUR_F47-47.5	12,9	2	2
MAGOG_F30-31	20,9	‡3	2
RAMUS_F27-28	11,7	2	1
STCHARL_QC_F37-38	8,8	2	2
STGEORGE_F26-26.5	16,9	‡3	1
STJOS_F30-32	7,7	2	2
TOMCOD_F35-36	18,0	‡3	1
WATER_F34-35	22,5	‡3	1
Moyenne	13,5		
Écart-type	6,5		

Notes :* pH et alcalinité : 1 = acide, 2 = neutre et 3 = alcalin (CaCO_3)

† Brassage : 1 = polymictique et 2 = dimictique

‡ Lac montrant un accroissement de son alcalinité au cours du temps

Il est possible de soulever cinq constats à partir des informations contenues au Tableau 5.8:

1. les lacs des groupes 1, 2 et 3 étaient à l'origine des lacs de faible alcalinité;
2. les lacs du groupe 1 étaient des lacs acides;
3. les lacs du groupe 4 étaient des lacs alcalins;
4. les lacs du groupe 5 étaient des lacs avec une profondeur d'eau pélagique restreinte ou des zones littorales bien développées;
5. plusieurs lacs ont vu leur alcalinité s'accroître au cours du temps (‡).

Ainsi, les assemblages fossiles ont été divisés en fonction des mêmes variables environnementales que les assemblages modernes; ces variables étant le pH et l'alcalinité de l'eau et l'importance relative des types d'habitats, pélagiques et benthiques. Par contre, certains lacs ont changé de catégorie au cours du temps, probablement à la suite de pressions anthropiques. Par exemple, les assemblages fossiles des lacs aux Araignées, aux Grelots, Bolduc et Boissonneault les classaient dans la catégorie des lacs acides et oligotrophes, tandis qu'aujourd'hui leur assemblage moderne les classe dans la catégorie des lacs neutres et plus ou moins dégradés, selon le lac. La question fondamentale qui se pose ici est la suivante : Dans le cadre de la restauration de ces lacs, est-il réaliste de vouloir restaurer leur état original « acide », ou faut-il plutôt tendre vers un nouvel état de référence plus neutre? La réponse à cette question déterminera la façon de structurer la méthode pour évaluer l'intégrité écologique des lacs et leur état trophique, ce qui est l'objet du prochain chapitre.

De manière à visualiser l'ampleur de la dégradation des lacs, sur la base des variations des communautés de diatomées, les assemblages fossiles et modernes ont été projetés dans une tb-ACP (Figure 5.8). Les pictogrammes en forme de cercle et de losange représentent respectivement les assemblages de diatomées fossiles et modernes de chacune des séquences sédimentaires à l'étude. La couleur des pictogrammes est associée aux différentes catégories de lacs obtenues lors des tests de groupement de Ward. Ces résultats sont donc indépendants de ceux de l'ordination et obtenus séparément pour les assemblages fossiles (Tableau 5.8) et les assemblages modernes (Tableau 3.4; chapitre 3). Les regroupements (ou catégories) d'assemblages fossiles et modernes qui présentaient les mêmes caractéristiques (types de communautés; conditions acides, neutres, alcalines et dominance de taxa benthiques) ont été unifiés afin de les représenter par une couleur de pictogramme unique dans l'ACP. La correspondance des catégories de lacs avec leur couleur respective est décrite au

Tableau 5.9. Ainsi, le pictogramme de l'assemblage fossile du lac Duhamel est représenté par un cercle bleu et celui de l'assemblage moderne par un losange vert, puisqu'il est toujours de pH neutre, mais dégradé et présentant une haute conductivité. Des groupes de pictogrammes ont été encerclés sur la Figure 5.8 de

manière à illustrer et distinguer clairement la distribution des différentes catégories les unes par rapport aux autres, ainsi que la localisation des assemblages fossiles versus les assemblages modernes. Les trois ellipses noires regroupent les assemblages fossiles, et les trois ellipses de couleur différente regroupent les catégories de lacs, soit l'ellipse bleue pour les lacs de la catégorie I, l'ellipse rose pour les lacs de la catégorie II et l'ellipse orange pour les lacs de la catégorie III. Il est clair que les assemblages de diatomées se déplacent vers le coin supérieur gauche de l'ordination, reflétant une dégradation et un enrichissement des lacs à travers le temps.

Tableau 5.9 : Correspondance entre les catégories et sous-catégories d'assemblages de diatomées fossiles et modernes.

Groupement des assemblages de surface ou modernes (losange)	Groupement des assemblages de fond ou fossiles (cercle)	Couleur des pictogrammes (Figure 5.8)
I – 1 (neutre; oligotrophe)	3	Bleu pâle
I – 2 (acide et peu productif)	1	Clair
I – 3 (neutre, plus ou moins dégradé)	2	Bleu foncé, lilas, verts pâle et foncé
II – 1 et II – 2 (alcalin, plus ou moins dégradé)	4	Roses pâle et foncé
III – 1 et III – 2 (habitats benthiques importants, plus ou moins dégradés)	5	Jaune, orange et rouge

L'ACP (tb-PCA) illustre l'écart qui s'est créé entre les assemblages de diatomées fossiles et modernes. Le sens de leur déplacement dans l'ordination documente les types et l'ampleur des changements survenus au cours du temps. La plupart des lacs ont subi une dégradation de leur écosystème, vraisemblablement sous l'influence des pressions anthropiques. Les changements survenus au sein des assemblages semblent être en lien avec l'enrichissement de la colonne d'eau en ions majeurs et en sels minéraux, le développement de macrophytes et de périphyton des zones littorales et, parfois, la variation du volume pélagique. Afin d'apprécier la distribution des lacs par rapport aux variables environnementales, il faut consulter la figure 4.3. La Figure 5.9a projette les 45 taxa qui expliquent, le mieux, la répartition des assemblages dans l'ACP (Figure 5.9b). Le patron d'enrichissement et de dégradation dans les ordinations évolue du bas vers le haut et de la droite vers la gauche. Les lacs présentant des zones littorales bien développées sont situés dans le coin inférieur gauche de l'ordination, et les lacs présentant un volume pélagique important sont localisés dans les cadrans supérieurs. Les assemblages fossiles sont regroupés le long de la diagonale de l'ordination et sous celle-ci. L'inverse est vrai pour les assemblages modernes.

Globalement, les assemblages fossiles des lacs acides et neutres (pictogrammes clairs et bleus) ont évolué de manière à ce que l'on observe un accroissement de l'abondance relative des taxa planctoniques *Tabellaria flocculosa* (tflo) et *Asterionella formosa* (afor). À l'inverse, l'abondance relative de *Cyclotella ocellata* (coce), *C. bodanica*, (cbol), *Aulacoseira tenella* (aute) et *A. lirata* (alir) a généralement beaucoup diminué dans la plupart des assemblages modernes. Par ailleurs, un accroissement de l'abondance relative de *F. crotonensis* (fcro), *Aulacoseira granulata* (mgra), *Stephanodiscus minutulus* et *S. parvus* (smipar) ou *S. medius* (smed) est survenu dans la plupart des lacs naturellement alcalins, profonds ou peu profonds (pictogrammes roses). Enfin, l'assemblage moderne des lacs ayant des zones littorales bien développées ou une zone pélagique restreinte (pictogrammes jaunes) et ayant subi une dégradation, montrait l'apparition ou l'accroissement de l'abondance relative de *A. formosa* (ex. : lacs Beauchamps, aux Canards, Rat-Musqué, Saint-Georges, Tomcod et Waterloo), et également de *F. crotonensis* dans les lacs alcalins (ex. lacs Waterloo). Les lacs très dégradés de la catégorie jaune montraient également un accroissement de l'abondance relative de *Stausira construens* var. *venter* (scve), *Pseudostaurosira brevistriata* (psbr), au détriment de *Stausirella pinnata* (spin) et *Punctastriata lancettula* (pula); mais l'abondance relative de *Aulacoseira ambigua* demeurait généralement stable (ex. lacs Tomcod et Waterloo). Par ailleurs, l'assemblage moderne des lacs de la catégorie jaune, qui étaient à l'origine acides (ex. : aux Canards, Beauchamps, Rat-Musqué, Saint-Georges), montrait une diminution importante de l'abondance relative des espèces planctoniques *A. lirata*, *A. tenella* et *A. subarctica*; tout comme les lacs plus profonds de la catégorie I (cercles clairs et bleus).

Les variations entre les assemblages fossiles et modernes permettent également de détecter l'influence plus importante des herbiers des zones littorales, dans les assemblages modernes des lacs oligotrophes profonds. À titre d'exemple, regardons la situation des assemblages du lac Duhamel et Plaisant. Les assemblages modernes (losange) des lacs Plaisant et Duhamel se sont déplacés vers le haut et la gauche de l'ACP, comparativement à l'assemblage fossile (cercle). Le lac Duhamel est passé d'un lac classé ultra-oligotrophe (assemblage fossile = groupe 3) à un lac oligotrophe dégradé (ass. moderne = groupe I – 3.3; section 3.4.5; chapitre 3). Les principaux changements taxonomiques observés dans le lac Duhamel étaient l'accroissement des taxa planctoniques *A. formosa*, *T. flocculosa* et *Cylotella ocellata*, au détriment des taxa *Aulacoseira humilis*, *C. stelligera* et *C. bodanica*, ainsi qu'un accroissement de l'abondance relative de taxa périphtiques des genres *Achnanthes*, *Fragilaria* et *Gomphonema*. Par ailleurs, les changements taxonomiques qui se sont produits dans le lac Plaisant étaient un accroissement de l'abondance relative des taxa *A. formosa*, *T. flocculosa* et *Aulacoseira perglabra*, au détriment de *A. lirata*, *A. tenella* et *Brachysira brebissonii* et, enfin, un accroissement des taxa de forme benthique, tels les genres *Achnanthes*, *Pinnularia*, *Psammothidium*, *Neidium* et *Stenopterobia*. Il semble que la disponibilité des nutriments dans la colonne d'eau de ces lacs est plus importante maintenant que jadis, puisqu'il y a un accroissement important de l'abondance relative des taxa planctoniques *A. formosa* et *T. flocculosa*. Par contre, l'assemblage moderne du lac Duhamel n'a pas

enregistré de baisse de l'abondance relative du taxon *C. ocellata* comme les autres lacs oligotrophes du jeu de données, mais plutôt un accroissement. Cette situation pourrait s'expliquer par les concentrations exceptionnellement élevées de Na et Cl dans la colonne d'eau du lac Duhamel. Ce lac est le troisième en termes d'importance de concentration de Na et Cl, après les lacs Saint-Augustin et Maillé. Dans l'étude de Siver (1999), le taxon *C. ocellata* montrait une tolérance importante à de hautes valeurs de conductivité spécifique (optimum = 292 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

Les variations entre les assemblages fossiles et modernes ont également permis de détecter des variations qui semble s'apparenter à des changements du niveau d'eau dans certains lacs (Des Roches, Entouré, Magog et Saint-Charles [Québec]). Ainsi, leur assemblage moderne a été classé dans la catégorie des lacs présentant une influence importante des taxa de la zone pélagique (losange vert ou rose), tandis que leur assemblage fossile était classé dans les lacs étant davantage influencé par les taxa benthiques (cercle jaune). Ces lacs ne sont pas assez avancés dans leur évolution trophique pour avoir subi un accroissement des taxa planctoniques au détriment des taxa benthiques sous l'influence d'une trop grande turbidité de la colonne d'eau. Ainsi, un accroissement actuel de l'habitat pélagique par rapport à la situation du passé s'expliquerait plutôt par des changements du niveau de l'eau.

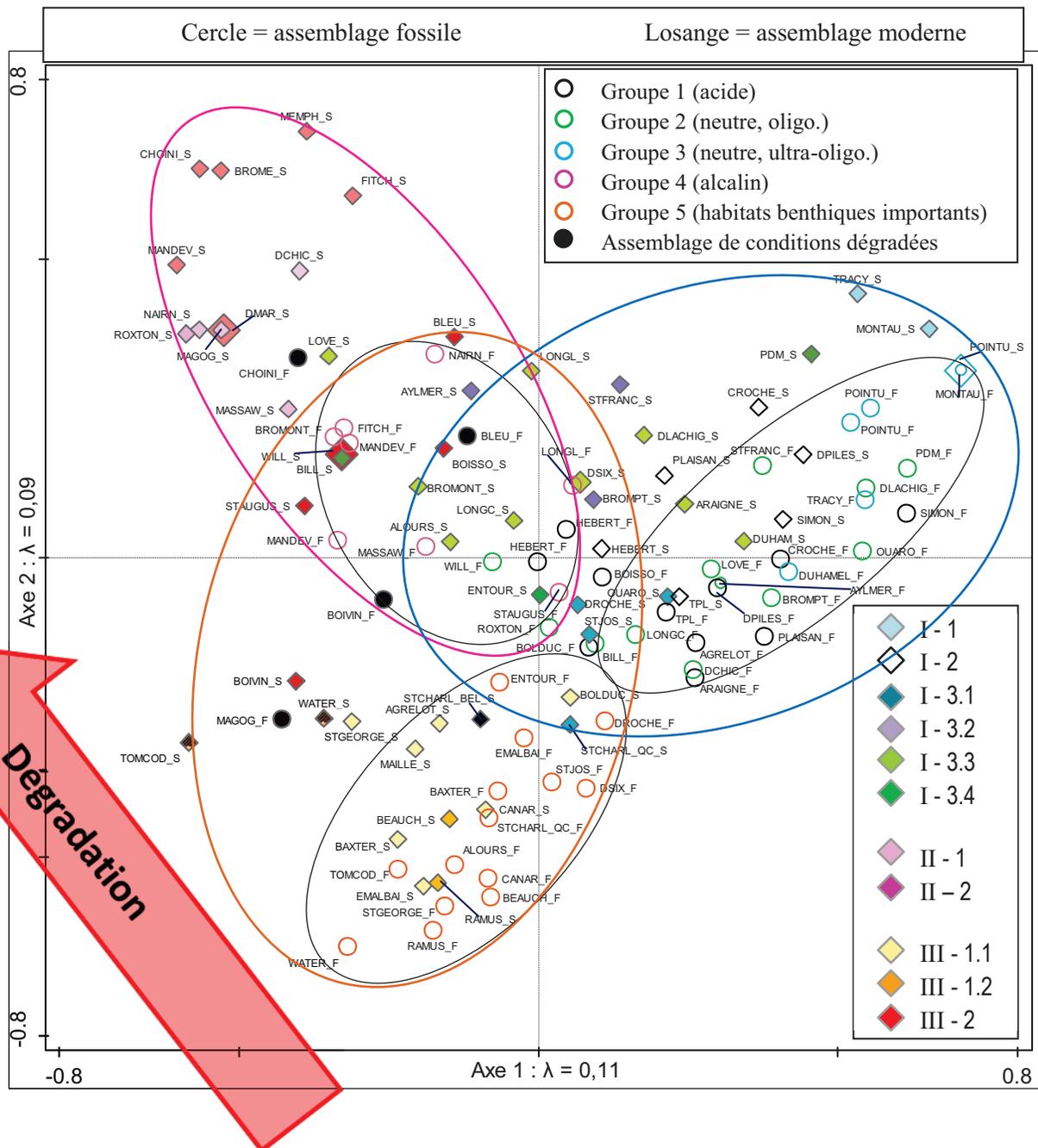


Figure 5.8 : Ordination présentant les résultats de la tb-PCA (ici nommé ACP) effectuée avec les assemblages des 56 lacs. Les assemblages fossiles et modernes sont respectivement représentés par des cercles et des losanges. Les différentes couleurs des pictogrammes sont associées à la typologie des assemblages de référence (diatomées fossiles) et celle des assemblages modernes (Tableau 5.9).

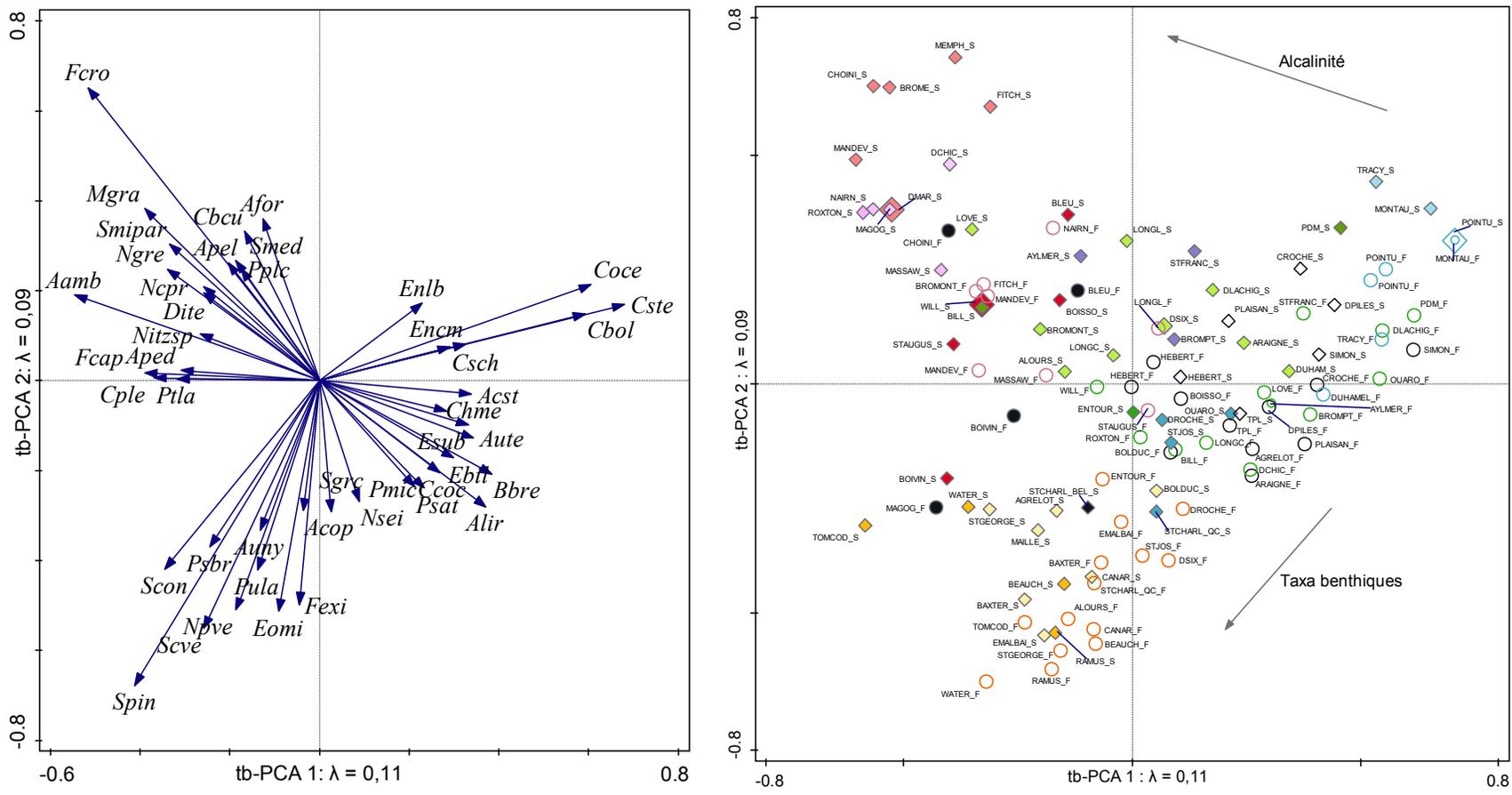


Figure 5.9 : Ordinations présentant les résultats de la tb-PCA (ici nommé ACP) effectuée avec les assemblages des 56 lacs. L'ordination a) projette les 45 taxa qui expliquent le mieux la répartition des assemblages et l'ordination b) projette les assemblages fossiles et modernes en fonction de l'abondance relative de l'ensemble des taxa.

5.3.4.2 Espèces indicatrices selon les groupes de référence

Le Tableau 5.10 présente les taxa indicateurs des différents groupes d'assemblages de référence. Ces résultats permettent de révéler une information différente de celle apportée par une analyse en composantes principales (ACP). L'ACP permet de visualiser les espèces qui expliquent le mieux la variabilité entre les assemblages de diatomées, tandis que le test IndVal cherche à pointer les espèces qui sont spécifiques et fidèles à un groupe donné. La comparaison entre les espèces indicatrices des assemblages modernes et fossiles a permis de formuler les observations suivantes :

1. La liste des espèces spécifiques et fidèles au groupe de lacs acides est beaucoup plus courte pour les assemblages fossiles que pour les assemblages modernes. Cela voudrait dire que la présence de plusieurs des taxa de conditions acides et de milieux peu productifs s'étendait davantage à l'ensemble des lacs à l'étude par le passé. Ainsi, il serait possible que l'eutrophisation des plans d'eau et la perte de milieux humides sur le territoire aient engendré une perte de diversité globale.
2. Certaines espèces indicatrices des assemblages de référence (ou fossiles) sont également des espèces indicatrices des groupes de lacs représentant les conditions les moins perturbées du jeu de données :
 - a. L'espèce la plus indicatrice dans les assemblages de référence des lacs de la catégorie #5, *Staurosirella pinnata* (spin), était également l'espèce indicatrice du groupe de lacs les moins dégradés des assemblages modernes des lacs de ce type (#III – 1);
 - b. L'espèce la plus indicatrice dans les assemblages de référence du groupe de lacs « acides » (#1), *Aulacoseira lirata* (alir), était également une espèce indicatrice importante du groupe de lacs acides (#I – 2) des assemblages modernes;
 - c. Les espèces indicatrices dans les assemblages fossiles du groupe des lacs «ultra-oligotrophes » (#3), soit *Cyclotella bodanica f. lemanica* (cbol), *C. ocellata* (coce) et *C. stelligera* (cste), étaient également les espèces indicatrices des lacs les moins productifs du groupe I des assemblages modernes (#I – 1).
3. Les espèces *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata* et *Fragilaria crotonensis* sont des taxa indicateurs de conditions alcalines, tant pour les assemblages de référence que modernes. Toutefois, la dégradation des plans d'eau a uniquement engendré une augmentation importante et généralisée de l'abondance relative de *F. crotonensis*.

Tableau 5.10 : Taxa indicateurs pour les regroupements des conditions de référence dans les lacs du Québec méridional.

CODE	TAXON	Auteur(s)	IndVal	p-value
Groupe 1 (acide)				
alir	<i>Aulacoseira lirata</i>	(Ehrenberg) Ross 1986	0,61	0,002
ebil	<i>Eunotia bilunaris</i>	(Ehrenberg) Mills 1934	0,44	0,007
mdni	<i>Aulacoseira distans complexe</i>	(Ehrenberg) Simonsen 1979	0,35	0,008
eexi	<i>Eunotia exigua</i>	(Brébisson ex Kützing) Rabenhorst 1864	0,43	0,011
esub	<i>Eunotia subarcuatooides</i>	Alles Nörpel et Lange-Bertalot 1991	0,44	0,014
sute	<i>Surirella tenera</i>	Gregory 1856	0,31	0,025
ffco	<i>Fragilariforma constricta</i>	(Ehrenberg) Williams et Round 1988	0,30	0,029
fcrs	<i>Frustulia crassinervia</i>	(Brébisson in W. Smith) Lange-Bertalot et Krammer 1996	0,31	0,039
bbre	<i>Brachysira brebissonii</i>	Ross in Hartley 1986	0,37	0,047
Groupe 2 (oligotrophe neutre)				
tflo	<i>Tabellaria flocculosa</i>	(Roth) Kützing 1844	0,39	0,030
nsei	<i>Navicula seminulum var. intermedia</i>	Hustedt 1942	0,33	0,044
gcbc	<i>Gomphonema cymbellinum</i>	Reichardt & Lange-Bertalot 1991	0,31	0,049
Groupe 3 (ultra-oligotrophe neutre)				
coce	<i>Cyclotella ocellata</i>	Pantocsek 1901	0,90	0,001
cbol	<i>Cyclotella bodanica f. lemanica</i>	(O. Müller dans Schröter) Bachmann 1903	0,49	0,002
encm	<i>Encyonopsis microcephala</i>	(Grunow) Krammer 1997	0,45	0,003
cste	<i>Cyclotella stelligera</i>	Cleve et Grunow (in Van Heurck) 1882	0,45	0,003
albi	<i>Aulacoseira lirata var. biseriata</i>	(Grunow) Haworth 1988	0,39	0,010
acst	<i>Achnanthes stolidia</i>	(Krasske) Krasske 1949	0,36	0,014
fnan	<i>Fragilaria nanana</i>	Lange-Bertalot 1991	0,32	0,019
fmst	<i>Fragilaria microstriata</i>	Marciniak 1982	0,32	0,044
Groupe 4 (alcalin)				
ausu	<i>Aulacoseira subarctica</i>	(O. Müller) Haworth 1988	0,56	0,002
fcro	<i>Fragilaria crotonensis</i>	Kitton 1869	0,55	0,003
aamb	<i>Aulacoseira ambigua</i>	(Grunow) Simonsen 1979	0,52	0,009
mgra	<i>Aulacoseira granulata</i>	(Ehrenberg) Simonsen 1979	0,37	0,013
cmiga	<i>Cyclotella michiganiana</i>	Skvortzow 1937	0,34	0,032
Groupe 5 (zones littorales bien développées et zone pélagique restreinte)				
spin	<i>Staurosirella pinnata</i>	(Ehrenberg) Williams et Round 1987	0,61	0,001
scve	<i>Staurosira construens var. venter</i>	(Ehrenberg) Hamilton in Hamilton et al. 1992	0,58	0,002
npve	<i>Navicula pseudoventralis</i>	Hustedt 1936	0,51	0,004
fexi	<i>Fragilaria exigua</i>	Grunow 1878	0,39	0,043
auva	<i>Aulacoseira valida</i>	(Grunow) Krammer 1990	0,31	0,050

Il est important de souligner que ces résultats convergent vers les mêmes conclusions que celles de Battarbee et al. (2011). Leur étude visait à développer la typologie des lacs de faible alcalinité, de manière à documenter les communautés de diatomées de référence en Europe. Leurs résultats de groupements typologiques, basés sur les diatomées, se divisent en fonction des conditions de pH et d'alcalinité qui prévalaient dans les lacs ainsi qu'en fonction de la représentativité relative des espèces planctoniques versus benthiques, comme dans notre étude. Par ailleurs, il est difficile de comparer les espèces indicatrices obtenues dans nos études respectives, puisque la présente étude est basée sur un gradient trophique dont l'intervalle d'alcalinité des lacs se situe entre 37 et 2 300 $\mu\text{eq.L}^{-1}$, alors que celle de Battarbee et al. (2011) est basée sur un gradient de pH regroupant uniquement des lacs de faible alcalinité (< 200 $\mu\text{eq.L}^{-1}$). Il est à noter que les deux études ont

utilisé la méthode proposée par Dufresne et Legendre (1997) pour déterminer les espèces indicatrices par groupe. On constate tout de même que certaines des espèces indicatrices identifiées sont similaires, notamment *Aulacoseira subarctica*, *Staurosirella pinnata*, *Encyonopsis microcephala*, *Staurosira construens* var. *venter* et *Brachysira brebissonii*. Dans le cadre de notre étude, *Aulacoseira subarctica* était lié au groupe des lacs de référence de plus haute alcalinité, *Encyonopsis microcephala* était lié au groupe des lacs ultra-oligotrophes de pH neutre, *Brachysira brebissonii* était lié au groupe des lacs acides et, enfin, *Staurosirella pinnata* et *Staurosira construens* var. *venter* étaient plutôt associés aux lacs ayant un volume pélagique restreint, qu'ils soient acides ou alcalins. Dans l'étude de Battarbee et al. (2011), *Asterionella formosa* et *Aulacoseira subarctica* étaient indicatrices de leurs conditions les plus alcalines. Ces derniers résultats convergent vers les mêmes conclusions que celles de notre étude.

5.3.5 Analyse synthèse sur des lacs spécifiques

Nos inquiétudes quant à l'interprétation des variations de PT observées et inférées dans l'épilimnion des lacs, ont été soulevées à la section 5.4.2. Ces inquiétudes émergeaient du fait qu'en raison de la stabilité ou de la diminution du PT inféré à travers le temps, nous pourrions conclure fautivement à l'absence d'une dégradation réelle ou à la récupération de l'écosystème. Toutefois, nous avons vu précédemment que les variations dans la structure des communautés de diatomées (illustré par une ACP), apportaient souvent une tout autre perspective sur l'évolution du plan d'eau et conduisaient à des conclusions différentes d'une évaluation uniquement basée sur des paramètres physico-chimiques, tels que le PT (ex. Baie Fitch).

Ainsi, nous examinons ici plus attentivement les changements taxonomiques survenus entre les assemblages fossiles et modernes des lacs ayant montré une stabilité ou une amélioration de leur état trophique. Nous relaterons quelques informations historiques répertoriées pour certains lacs, mais ces informations sont plutôt éparées. Par exemple, des informations aux niveaux limnologiques et historiques ont été répertoriées concernant les lacs Plaisant et Saint-Charles (Québec) et le réservoir Choinière, mais aucune donnée limnologique historique n'a été répertoriée en ce qui a trait aux lacs Entouré, Pointu, Fitch et Massawippi. Toutefois, les lacs Entouré et Pointu sont des lacs situés dans le parc national des Grands-Jardins (Charlevoix). Leurs bassins versants, peuplés d'épinettes noires, ne sont pas vraiment soumis à des pressions anthropiques importantes, mais ceux-ci ont certainement subi plusieurs feux de forêt au cours des siècles. Le dernier feu répertorié dans le parc a eu lieu il y a plus de 20 ans et des traces y sont encore perceptibles aujourd'hui (SEPAQ 2013).

Selon le PT inféré et mesuré, le réservoir Choinière n'a pas subi de dégradation au cours de 40 dernières années, mais bien une diminution du PT dans la colonne d'eau. L'assemblage fossile du réservoir Choinière datait d'une période postérieure à sa création. Celui-ci a été créé en 1977, lorsqu'un barrage a été érigé sur la

rivière Yamaska Nord (SEPAQ 2013). La séquence sédimentaire prenait fin avec un horizon de sable et de gravier, du matériel minéral caractéristique de milieu fluvial qui existait à l'époque. Il est possible que l'état trophique soit demeuré stable depuis la création du réservoir en 1977 et même que les concentrations en nutriments aient diminué. Depuis le milieu du 19^e siècle, l'industrie du bois et de la tannerie déversait ses rejets directement dans la rivière Yamaska. Les eaux usées des milieux urbanisés du bassin versant étaient également déversées dans la rivière. Cette situation a perduré jusqu'à la fin des années 70 (Gendron et al., 2009), soit jusqu'à l'avènement du programme d'assainissement des eaux usées du gouvernement provincial (1978). Les données physico-chimiques répertoriées dans le cadre du réseau-rivières du Québec, s'échelonnant de 1979 à 2002, ont démontré que les concentrations en phosphore, dans les principales rivières du Québec, ont diminué depuis 1979 (Berryman 2006).

Selon les concentrations en PT mesurées et inférées, le lac Plaisant serait dans un état stable. Ce lac est un lac de villégiature de la région de la Mauricie. Les propriétés acides du lac et les faibles concentrations de PT ($2,3 \pm 0,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et de Chla mesurées dans la colonne d'eau ($1,8 \pm 0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), ainsi que la grande transparence de l'eau (> 6 m), faisaient en sorte qu'il était toujours classé oligotrophe en 2010. Par contre, l'inventaire des herbiers aquatiques des zones littorales a montré que ceux-ci étaient en progression et que leur composition montrait des signes d'eutrophisation (Boissonneault 2011). Dans le cadre de cette étude, l'assemblage des diatomées modernes montrait un accroissement de l'abondance relative des taxa planctoniques *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa*, au détriment de *Aulacoseira lirata* et *A. tenella* et du taxon périphytique *Brachysira brebissonii*. De plus, l'abondance relative de taxa périphytiques avait augmenté dans l'assemblage moderne, comparativement à l'assemblage fossile. Les genres concernés étaient *Achnanthes*, *Pinnularia*, *Psammothidium*, *Neidium* et *Stenopterobia*. L'accroissement de ces genres pourrait effectivement refléter l'accroissement du périphyton et des herbiers aquatiques dans les zones littorales et peut-être l'influence grandissante de milieux tourbeux sur le bassin versant (Germain 1981). Par contre, cette dernière hypothèse n'a pas été vérifiée.

Les concentrations de PT inférées entre l'assemblage fossile, datant de la période précoloniale et préindustriel, et l'assemblage moderne du lac Saint-Charles (Québec) sont assez semblables. Le lac Saint-Charles (Québec) a déjà fait l'objet d'une étude paléolimnologique (Tremblay et al. 2001). La reconstitution des concentrations de PT dans la colonne d'eau du bassin nord avait été effectuée à l'aide d'un modèle d'inférence développé par Hall et al. (1992), élaboré à partir de données portant sur les lacs de la Colombie-Britannique. Cette reconstitution avait montré que les concentrations de PT étaient plus instables depuis la fin du 20^e siècle, mais que les concentrations de PT maximales atteintes dans la colonne d'eau n'étaient pas plus élevées jadis, que lors de l'étude. Le niveau sédimentaire de fond datait d'une période antérieure à la colonisation européenne. La plus grande variabilité des concentrations en PT au cours du dernier siècle,

pourrait en partie s'expliquer par d'importantes fluctuations hydrologiques annuelles et interannuelles, amplifiées par le phénomène du réchauffement climatique (Légaré 1998; Rolland et al. 2013). Les indices biologiques (diatomées) rapportaient d'importants changements entre les assemblages fossiles et modernes, indicatrices d'enrichissement en nutriments et de dégradation (Tremblay et al. 2001). Dans le cadre de la présente étude, *Asterionella formosa* (afor) a été répertorié uniquement dans l'assemblage moderne. *Cyclotella stelligera* (cste) était 12 fois plus abondante dans l'assemblage moderne que dans l'assemblage fossile, et *Tabellaria flocculosa* (tflo) montrait une décroissance de son abondance relative de 60% dans l'assemblage moderne. Selon les résultats présentés à la section 5.4.1, une régression de *T. flocculosa* surviendrait lorsque le plan d'eau évolue vers un état mésotrophique plus avancé. Ainsi, l'écologie des diatomées envoie un signal d'alerte, plutôt qu'un signal de *statu quo*, en ce qui concerne l'état de dégradation du lac Saint-Charles (Québec).

Les concentrations de PT inférées et mesurées dans les lacs Entouré, Fitch (baie), Massawippi et Pointu, n'auraient pas subi de dégradation à travers le temps. De plus, le lac Entouré se serait même « oligotrophisé » à travers le temps (Tableau 5.3). Par contre, l'examen qualitatif des assemblages modernes révèle un signal différent qui sera décrit dans des paragraphes suivants.

L'assemblage moderne de la baie Fitch est positionné beaucoup plus élevé dans le cadran supérieur gauche de l'ordination (Figure 5.8) que l'assemblage fossile. Les variations taxonomiques survenues dans l'assemblage moderne de la baie Fitch sont principalement liées à l'apparition massive du taxon *Ulnaria ulna* (uuln), elle représente 50% de l'abondance relative, et l'accroissement de *F. crotonensis* (fcro) au détriment de *Aulacoseira subarctica* (ausu), *Aulacoseira pusilla* (aupu) et *Stephanodiscus medius* (smed). Le taxon *Ulnaria ulna* est une espèce répertoriée dans les milieux d'eau douce à saumâtre, eutrophes, alpha-mésosaprobies et ce taxon tolérerait la présence d'azote organique, bien qu'il soit strictement autotrophe (Van Dam et al. 1994). Ainsi, l'écosystème de la baie Fitch a subi une dégradation importante depuis l'occupation du territoire, bien que les concentrations en PT dans l'épilimnion de cette masse d'eau n'auraient pas changé beaucoup à travers le temps.

Les assemblages moderne et fossile du lac Massawippi sont situés dans le cadran supérieur gauche, soit avec les lacs naturellement alcalins de notre série de lacs. Par contre, l'assemblage moderne est plus élevé dans le cadran supérieur gauche de l'ordination. Cette dernière montrait un accroissement important de l'abondance relative de *F. crotonensis* (50% de plus) et de *A. formosa*, accompagné d'une baisse de *T. flocculosa*, *C. bodanica* et *C. stelligera*. De plus, il y avait apparition de *Stephanodiscus minutulus* et *S. parvus* (smipar) et l'accroissement des taxa du genre *Achnanthes*. Ainsi, il y a nécessairement eu un enrichissement nutritif du lac Massawippi et probablement un accroissement du périphyton en zones littorales.

Les taxa dominants de l'assemblage moderne du lac Pointu ont beaucoup changé par rapport à l'assemblage fossile. *Aulacoseira lirata* et *A. perglabra* ont disparus et l'abondance relative de *A. tenella* et *Cyclotella stelligera* (4 fois plus) a augmenté. L'abondance relative des taxa du genre *Achanthes* a également augmenté, ce qui suggère un accroissement du périphyton. Une diminution de 50% de l'abondance relative de *C. ocellata* est survenue et *A. formosa* est apparu dans l'assemblage moderne, mais sa présence est peu importante (0,7%). La régression de *C. ocellata* laisse croire que le lac s'est acidifié tout en montrant une augmentation de productivité en zones littorales et un léger accroissement de la disponibilité en phosphore dans la colonne d'eau. Ces hypothèses sont appuyées par l'accroissement des taxa benthiques et de *C. stelligera*, ainsi que l'apparition discrète de *A. formosa*.

Enfin, l'assemblage moderne du lac Entouré présente une abondance relative plus importante de taxa planctoniques (> 60%) que l'assemblage fossile (< 50%). Puisque l'optimum de PT (Tableau S1; chapitre 4) de tous ces taxa benthiques est plus élevé que celui des taxa planctoniques, le PT inféré obtenu est moins élevé avec l'assemblage moderne qu'avec l'assemblage fossile. Toutefois, si l'on prend connaissance des changements taxonomiques et que l'on observe le déplacement de l'assemblage moderne par rapport à l'assemblage fossile dans l'ordination, le signal reflète plutôt un accroissement des sels nutritifs dans la colonne d'eau, soit un déplacement du bas vers le haut de l'ordination. L'abondance relative des taxa planctoniques *Asterionella formosa*, *Cyclotella stelligera* et *Tabellaria flocculosa* a augmenté au sein de l'assemblage moderne, ainsi que l'abondance relative des taxa benthiques *Staurosira construens* (scon) et *Staurosirella pinnata* (spin), au détriment des taxa *Pseudostaurosira brevistriata* (psbr) et *Punctastriata lancettula* (pula). L'apparition de *A. formosa* peut indiquer un accroissement de la disponibilité de PT dans la colonne d'eau (Lotter 1998). L'anoxie observée pendant la période de stratification estivale dans l'hypolimnion pourrait engendrer un accroissement du PT dans la colonne d'eau. La forme conique de ce petit lac profond pourrait favoriser l'anoxie en profondeur et ainsi engendrer le relargage du phosphore par les sédiments (Nürnberg 1995). À ce facteur peut également s'ajouter l'influence du réchauffement climatique, qui a pour effet d'accroître la stabilité de la colonne d'eau des lacs (Pearl et Huisman 2008). Ainsi, le PT provenant des sédiments serait disponible pour les blooms de diatomées, lors des brassages printanier et automnal, ce qui expliquerait l'abondance de *A. formosa*.

L'autécologie des espèces de diatomées et les changements survenus entre les assemblages fossiles et modernes permettent d'observer un enrichissement ou du moins des modifications survenues à travers le temps pour l'ensemble des lacs. Par contre, nous avons vu que les concentrations de PT dans la colonne d'eau, la chlorophylle a et la transparence de l'eau ne permettent pas toujours de détecter la détérioration d'un plan d'eau, même une détérioration en lien avec l'eutrophisation (ex. : lacs Plaisant et Baie Fitch). Heureusement, nous avons montré que les communautés de diatomées intègrent plusieurs signaux, dont celui

de l'eutrophisation des zones littorales, qui peut survenir bien avant l'eutrophisation de la zone pélagique des lacs acides. Conséquemment, les informations écologiques pouvant être apportées par les communautés de diatomées dépassent le simple fait de répondre à des variations de PT. Ainsi, il ne faut pas se contenter de développer des modèles réductionnistes permettant de reconstruire une seule variable environnementale, comme une dans une fonction de transfert, mais de développer également des indices biologiques pour les lacs afin d'exploiter le plein potentiel des diatomées.

5.4 Conclusion

Nos travaux montrent que l'ensemble des lacs du Québec méridional à l'étude a subi des changements au sein de la composition de leurs assemblages de diatomées. La plupart des changements floristiques globaux semblent liés à l'eutrophisation. Parmi les changements les plus importants observés au sein des taxa phytoplanctoniques, il y avait l'apparition du taxon *A. formosa* ou l'accroissement de son abondance relative dans les assemblages de diatomées modernes, l'accroissement de l'abondance relative de *T. flocculosa* dans les lacs de faible alcalinité et de *F. crotonensis* dans les lacs de haute alcalinité. La biomasse en zones littorales semble également s'être accrue au cours du temps, puisque l'augmentation de l'abondance relative des petites formes de Fragilariacées (*P. brevistriata*, *S. construens* et *S. pinnata*) s'étendait à l'ensemble des lacs du gradient de PT. À l'inverse, l'abondance relative ou la présence des taxa normalement dominants dans les milieux peu productifs et de faible alcalinité, tels *A. lirata* et *A. tenella*, avait diminué énormément dans les assemblages modernes.

Nous avons également pu constater que les fonctions de transfert de PT étaient généralement appropriées et performantes pour reconstituer les concentrations en PT historiques des lacs du Québec et les conditions de référence du PT, conditions qui prévalaient avant l'influence locale et globale des activités humaines sur les lacs. L'expérience nous a également montré que la géologie du bassin versant influence beaucoup la physico-chimie des plans d'eau et que celle-ci peut être différente d'un bassin versant à l'autre, et ce, pour une même écorégion (ex. lac Nairne). Ainsi, nous sommes d'avis que la géologie des bassins versants et la morphométrie des lacs doivent servir de référence pour catégoriser les plans d'eau, plutôt que leur appartenance à une écorégion spécifique, comme le préconise l'approche américaine. Enfin, nous recommandons l'utilisation des fonctions de transfert du PT, développées dans cette étude, pour estimer les conditions de référence des lacs dimictiques et polymictiques possédant une masse d'eau pélagique appréciable. Par contre, le modèle demande encore à être perfectionné pour les lacs peu profonds qui présentent une masse d'eau pélagique restreinte, soit les lacs de petite taille. Ces lacs sont dominés par les taxa benthiques, au détriment des taxa planctoniques. Le problème est souvent associé à l'influence plus importante des taxa benthiques des zones littorales (Anderson et Odgaard 1994; Bennion 1995; Werner et Smol 1995; Sayer 2001). Sayer (2001) affirmait que les taxa benthiques, surtout les Fragilariacées, étaient

davantage influencés par les changements physiques du lac (ex. : des variations du niveau d'eau et le développement des zones littorales), que par les concentrations en phosphore. Nous avons effectivement observé, à la section 5.4.1.2, que le signal trophique des taxa benthiques dominants (les Fragilariacées) était moins déterminant que celui des taxa planctoniques, bien qu'il était observable. Ce problème pourrait bien être l'une des causes qui expliquent que certains lacs peu profonds, ayant une masse d'eau pélagique restreinte, ne répondent moins bien aux fonctions de transfert du PT. Enfin, tous les niveaux de fond des séquences sédimentaires devraient être datés à l'aide du C¹⁴ afin de s'assurer que l'ensemble des assemblages de diatomées de référence représente sans aucun doute les conditions du milieu avant les perturbations anthropiques.

À la lumière des études consultées et des résultats du présent chapitre ainsi que ceux du chapitre 3, une solution apparaît envisageable afin de contrer le problème d'une mauvaise inférence du PT pour certains lacs de petite taille. Cette solution consisterait à développer et à utiliser en complémentarité deux modèles afin d'inférer le PT dans les lacs peu profonds :

- une fonction de transfert basée sur les assemblages modernes qui intégrerait davantage le signal du développement des zones pélagiques, comme observé dans cette étude;
- une autre fonction de transfert basée sur les assemblages de diatomées périphytiques se développant sur des bouées submergées dans la zone pélagique, qui intégrerait principalement les concentrations en PT prévalant dans la colonne d'eau (résultats détaillés - chapitre 3).

Finalement, une typologie de référence basée sur les assemblages de diatomées fossiles a permis de déterminer cinq types de communautés de référence, lesquelles représentent « l'état écologique de référence » des différents types de lacs de notre série de données. Nous avons également pu constater que la typologie des assemblages fossiles est beaucoup plus développée (cinq types ou catégories) que celle des assemblages modernes (trois catégories). Ces résultats pourraient bien traduire une perte de biodiversité engendrée par la dégradation des lacs. Enfin, notre typologie pourra servir à déterminer et quantifier la déviance des assemblages modernes, par rapport aux conditions de référence pour les lacs du Québec méridional.

5.5 Références

- Anderson, N.J. et Odgaard, B.V. 1994. Recent palaeolimnology of three shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 275/276, 411-422.
- Anderson, N.J., Renberg, I. et Segerström, U. 1995. Diatom production responses to the development of early agriculture in a boreal forest lake-catchment (Kassjön, Northern Sweden). *Journal of Ecology* 83, 809-822.
- Battarbee, R.W. et Bennion, H. 2011. Palaeolimnology and its developing role in assessing the history and extent of human impact on lake ecosystems. *Journal of Paleolimnology* 45, 399-404.
- Battarbee, R.W., Simpson, G.L., Bennion, H. et Curtis, C. 2011. A reference typology of low alkalinity lakes in the UK based on pre-acidification diatom assemblages from lake sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 45, 489-505.
- Bennion, H. 1994. A diatom-phosphorus transfer-function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275, 391-410.
- Bennion, H. 1995. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds, and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research* 10, 1-19.
- Bennion, H., Fluin, J. et Simpson, G.I. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41, 124-138.
- Bennion, H. et Simpson, G.L. 2011. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* 45, 469-488.
- Bennion, H., Simpson, G.L., Anderson, N.J., Clarke, G., Dong, X., Hobæk, A., Guilizzoni, P., Marchetto, A., Sayer, C.D., Thies, H. et Tolotti, M. 2011a. Defining ecological and chemical reference conditions and restoration targets for nine European lakes. *Journal of Paleolimnology* 45, 415-431.
- Bennion, H., Battarbee, R.W., Sayer, C.D., Simpson, G.L. et Davidson, T.A. 2011b. Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology, a synthesis. *Journal of Paleolimnology* 45, 533-544.
- Berryman, D. 2006. *Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les éco-régions : opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire*. Direction du suivi de

l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 2-550-46503-2, Envirodoq no ENV/2005/0239, collection no QE/167, 32 p. et 2 annexes.

- Birks, H.J.B. 1995. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. Dans: *Statistical modelling of quaternary science data. Technical Guide 5*, D. Maddy et J.S. Brew (éditeurs). Quaternary Research Association, Cambridge, pp. 161-254.
- Boissonneault, Y. 2011. *Caractérisation du littoral du lac Plaisant – 2010, municipalité de Saint-Élie-de-Caxton*. Rapport réalisé pour l'Organisme de bassins versants des rivières du Loup et des Yamachiche (OBVRLY), Yamachiche, 28 pages et 1 annexe.
- Camburn, K.E. et Charles, D.F. 2000. *Diatoms of Low-Alkalinity Lakes in the Northeastern United States*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 152 p.
- Deshpande, B. 2012. *Variations paléolimnologiques des pigments fossiles dans les lacs du sud du Québec*. Mémoire de maîtrise, Département de biologie, Université Laval, 92 p.
- Deshpande, B., Tremblay, R., Pienitz, R. et Vincent, W. 2014. Sedimentary pigments as indicators of cyanobacterial dynamics in a hypereutrophic lake. *Journal of Paleolimnology* 52, 171-184.
- Dufrêne, M. et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Flower, R.J., Juggins, S.J. et Battarbee, R.W. 1997. Matching diatom assemblages in lake sediment cores and modern surface sediment samples: the implications for conservation and restoration with special reference to acidified systems. *Hydrobiologia* 344, 27-40.
- Gendron, M., Rochon, J. et Racine, R. 2009. *Granby, patrimoine et histoire*. Édité par Société d'histoire de la Haute-Yamaska, 155 p.
- Germain, H. 1981. *Flores des diatomées eaux douces et saumâtres*. Boubée, 441 p.
- Hall, R.I. et Smol, J.P. 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27, 417-434.

- Hasnaoui, M., Kassila, J., Loudiki, M., Droussi, M., Balvay, G. et Barrouin, G. 2001. Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc). *Revue des sciences de l'eau* 14, 307-322.
- Institut de la statistique du Québec 2013. *Le bilan démographique du Québec - Édition 2013*. Disponible à www.stat.gouv.qc.ca [Consulté le 11 janvier 2014].
- Köster, D., Pienitz, R., Wolfe, B.B., Barry, S., Foster, D.R. et Dixit, S.S. 2005. Paleolimnological; assessment of human-induced impacts on Walden Pond (Massachusetts, USA) using diatoms and stable isotopes. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 8, 117-131.
- Labrecque, V. 2013. *Quand le passé refait surface : caractérisation des apports en phosphore au lac Nairne, Charlevoix, Québec*. Mémoire de maîtrise, Département de géographie, Université Laval, Québec, 107 p.
- Labrecque, V., Nürnberg, G., Tremblay, R. et Pienitz, R. 2012. Caractérisation de la charge interne de phosphore du lac Nairne, Charlevoix (Québec). *Revue des Sciences de l'Eau* 25(1), 77-92.
- Lacoursière, J., Provencher, J. et Vaugeois, D. 2001. *Canada-Québec : Synthèse historique, 1534-2000*. Septentrion, 81 p.
- Legendre, P. et De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16, 951-963.
- Legendre, P. et Gallagher, E. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271-280.
- Legendre, P. et Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*, 3^e édition anglaise. Elsevier Science BV, Amsterdam, 990 p.
- Légaré, S. 1998. *Dynamique de l'oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles*. Mémoire de maîtrise, Département de biologie, Université Laval, Québec, 146 p.
- Lotter, A.F. 1998. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *Holocene* 8, 395-405.

- Lotter, A.F., Birks, H.J.B., Hofmann, W. et Marchetto, A. 1998. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *Journal of Paleolimnology* 19, 443-463.
- Ministère de l'Environnement (MENV) 2003. *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Environdoq ENV/2003/0025, 143 p.
- Nipkow, F. 1927. Über das Verhalten der Skelette planktischer Kieselalgen im geschichteten Tiefenschlamm des Ziirichzürichund Baldeggersees. *Zeitschrift für Hydrologie* 4, 71-120.
- Nürnberg, G.K. 1995. Quantifying anoxia in lakes. *Limnology and Oceanography* 40, 1100-1111.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, M. et Wagner, H. 2013. "VEGAN": *community ecology package*. R package version 2.0-8. <http://cran.r-project.org/>
- Paerl, H.W. et Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. *Science - New York then Washington* 320 (5872), 57.
- Pennington, W. 1943. Lake sediments: The bottom deposits of the north basin of Windermere, with special reference to the diatom succession. *New Phytologist* 42, 1-27.
- Patoine, M. et D'Auteuil-Potvin, F. 2013. *Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec*, Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68544-9 (PDF), 22 p. + 7 ann.
- Pienitz, R., Walker, I.R., Zeeb, B.A., Smol, J.P. et Leavitt, P.R. 1992. Biomonitoring past salinity changes in an athalassic subarctic lake. *International Journal of Salt Lake Research* 1, 91-123.
- Pienitz, R. et Vincent, W.F. 2003. Generic approaches towards water quality monitoring based on paleolimnology. Dans: Kumagai, M. et W.F. Vincent (éditeurs), *Freshwater Management- Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag, Tokyo/Berlin/Heidelberg/New York, pp. 61-83.
- Reavie, E.D. et Smol, J.P. 1997. Diatom-based model to infer past littoral habitat characteristics in the St. Lawrence River. *Journal of Great Lakes Research* 23, 339-348.

- Renberg, I., Korsman, T. et Birks, H.J.B. 1993. Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362, 824–827.
- Rolland, D.C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I. et Vincent, W.F. 2013. Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *Journal of Plankton Research* 35, 744-758.
- Roy, A.-J. 2012. *Reconstitution de l'état trophique du lac Nairne, Charlevoix, QC*. Mémoire de maîtrise, Département de géographie. Université Laval, Québec, 122 p.
- Sayer, C.D. 2001. Problems with the application of diatom-total phosphorus transfer functions: examples from a shallow English lake. *Freshwater Biology* 46, 743-757.
- Sayer, C.D. et Roberts, N. 2001. Establishing realistic restoration targets for nutrient-enriched shallow lakes: linking diatom ecology and palaeoecology at the Attenborough Ponds, U.K. *Hydrobiologia* 448, 117-142.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London, 357 p.
- Siver, P.A. 1999. Development of paleolimnological inference models for pH, total nitrogen and specific conductivity based on planktonic diatoms. *Journal of Paleolimnology* 21, 45–59.
- Siver, P.A. et Kling, H. 1997. Morphological observations of *Aulacoseira* using scanning electron microscopy. *Canadian Journal of Botany / Revue Canadienne de Botanique* 75, 1807-1835.
- Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ) 2013. Disponible à <http://www.sepaq.com/pq/gri/decouvrir/> [Consulté le 20 novembre 2013].
- Smol, J.P. 2008. *Pollution of Lakes and Rivers: a Paleoenvironmental Perspective*, 2e édition. Blackwell Publishers Ltd. 383 p.
- St-Louis, M. 2012. *La colonisation du Québec dans les années 1850-1900 : Le projet ambitieux du Curé Labelle*. Tribune libre de Vigile. Disponible à <http://www.vigile.net/> [Consulté le 11 janvier 2014].
- Sur l'eau, Directive Cadre. Commission Européenne. Directive 2000/60/EC, 2000.
- Tremblay, R., Légaré, S., Pienitz, R. et Vincent, W.F. 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. *Revue des sciences de l'eau* 14, 489-510.

- Tremblay, R., Pienitz, R. et Legendre, P. 2014. Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Quebec. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71, 887-914.
- Tsukada, H., Tsujimura, S. et Nakahara, H. 2006. Seasonal succession of phytoplankton in Lake Yogo over 2 years: effect of artificial manipulation. *Limnology* 7, 3-14.
- Van Dam, H., Mertens, A. et Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 26, 117-133.
- Vermaire, J.C. et Gregory-Eaves, I. 2008. Reconstructing changes in macrophyte cover in lakes across the northeastern United States based on sedimentary diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology* 39, 477-490.
- Vincent, W.F. 2009. Cyanobacteria. Dans: *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 226-232.
- Wallin, M., Wiederholm, T. et Johnson, R.K. 2005. *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. CIS Working Group 2.3—REFCOND, 93 p.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American statistical association* 58, 236-244.
- Werner, P. et Smol, J.P. 2005. Diatom-environmental relationships and nutrient transfer functions from contrasting shallow and deep limestone lakes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 533, 145-173.
- Wilson, S.E., Cumming, B.F. et Smol, J.P. 1996. Assessing the reliability of salinity inference models from diatom assemblages: An examination of a 219-lake data set from western North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 53, 1580-1594.

6 Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ)

6.1 Introduction

Le processus d'eutrophisation d'un plan d'eau résulte de l'enrichissement naturel d'une eau en matière organique, en raison de la prolifération et de la dégradation de végétaux aquatiques, et ce processus peut être accéléré artificiellement par les activités anthropiques (chapitre 2). Nous parlons alors d'eutrophisation anthropique. Ce phénomène peut avoir pour effet de mener un lac naturellement oligotrophe vers des conditions eutrophes, et ce, en quelques décennies plutôt que sur des millénaires. Il est connu que l'eutrophisation d'un lac engendre un comblement plus au moins rapide de la cuvette lacustre par l'accumulation des sédiments et, conséquemment, cette accumulation de sédiments peut engendrer une diminution du volume pélagique et favoriser le développement d'herbiers aquatiques dans les zones peu profondes des lacs (Wetzel 2001). Toutes ces transformations écosystémiques provoquent des changements au sein des communautés biologiques. Grâce à la préservation de certains organismes dans les sédiments, tels que les diatomées, nous sommes en mesure de reconstituer l'évolution trophique des écosystèmes lacustres. Les différentes combinaisons de diatomées fossiles et modernes étudiées représentent des caractéristiques trophiques spécifiques qui ont déjà existé, et nous nous efforçons de décrypter cette information sur la base des préférences écologiques des diatomées.

Basé sur les assemblages de diatomées, le présent chapitre propose une méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec (MILQ), qui établit également un diagnostic trophique. Nous prétendons que « MILQ » permettra de poser un bilan de santé global contrairement au diagnostic trophique limnologique classique (OCDE 1982), puisque notre méthode prend en considération l'état de référence de chacun des lacs ainsi que des bioindicateurs tant benthiques que pélagiques.

Les chapitres précédents ont montré que la composition des assemblages de diatomées à l'étude répondait aux changements trophiques et que grâce à cette prémisse de départ, nous avons pu développer une typologie de lacs (chapitre 3 et 5) et élaborer un modèle d'inférence pour reconstruire la concentration en phosphore total [PT] dans la zone photique des lacs (chapitre 4; Tremblay et al. 2014). Comme le processus d'eutrophisation peut se traduire par des variables physico-chimiques de causes, comme la [PT], et d'effets, comme la concentration de chlorophylle *a* et la transparence de l'eau, nous avons utilisé ce système de référence reconnu pour traduire la [PT] inférée en classe trophique. Ce classement est l'un des paramètres de MILQ qui en compte sept. Nous sommes d'avis qu'il n'est pas souhaitable de réduire l'information apportée par une communauté biologique, simplement sur la base des modèles d'inférence, puisque ceux-ci

représentent davantage les conditions prévalant dans les habitats pélagiques. Or, une telle décision reviendrait à sous-utiliser la puissance des indicateurs biologiques à l'étude. De plus, nous proposons l'ajout de paramètres uniquement basés sur la variabilité des assemblages de diatomées, dans le but de s'affranchir de l'argumentation circulaire engendrée par le fait de déterminer les conditions optimales et de tolérances, attribuées à chacune des espèces de diatomées, sur la base des données physico-chimiques mesurées (Lavoie et al. 2006). Ainsi, MILQ propose de considérer six autres paramètres en plus du modèle d'inférence de PT, soit :

- 1) la typologie des lacs basée sur la composition des assemblages de diatomées;
- 2) la distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne qui est représentative de la diversité bêta d'une communauté dans une ordination simple;
- 3) la classification trophique du lac, basée sur des indices physico-chimiques classiques, ainsi que l'assemblage de diatomées modernes,
- 4) la diversité spécifique ainsi que la proportion relative des espèces planctoniques et benthiques au sein d'un assemblage;
- 5) l'évolution de l'abondance relative du taxon *Asterionella formosa*;
- 6) l'indice biologique trophique de Hofmann (1999) basé sur les diatomées benthiques.

Ainsi, la majorité des paramètres de MILQ sont basés uniquement sur la variabilité des assemblages de diatomées observée entre les assemblages fossiles et modernes. Évidemment, la sélection des paramètres de MILQ est basée sur les connaissances acquises jusqu'à présent dans les domaines de la paléolimnologie et du suivi biologique ou à l'intérieur du présent ouvrage.

L'utilisation des diatomées, comme outil dans les sciences de l'environnement, a été dominée, en Amérique du Nord, par les études paléolimnologiques (Smol et Stoermer 2010). Pourtant, en Europe, les diatomées sont utilisées depuis plusieurs décennies, tant comme indicateurs biologiques de la qualité de l'eau des rivières (ex. Descy 1979; Sladeczek 1986; Coste et al. 1991; Kelly et Whitton 1995; Rott et al. 2003), que celle des lacs (ex. Lange-Bertalot 1979; Hofmann 1999; Schönfelder et al. 2002; Schaumburg et al. 2007; Stenger-Kovács et al. 2007). Par contre, l'ensemble de ces indices est basé sur l'analyse des communautés périphytiques de diatomées vivantes (ou phytobenthos). De plus, la valeur trophique déterminée à l'aide d'un échantillon provenant du périphyton est calculée à l'aide de l'équation de Zelinka et Marvan (1961), dont l'optimum ainsi que l'intervalle de tolérance déterminé pour chacun des taxa sont basés sur des conditions physico-chimiques mesurées (méthodes de régression de moyennes pondérées). MILQ n'a pas été élaboré de cette manière, toutefois il emprunte des méthodes développées tant par le domaine de la paléolimnologie que celui du suivi

biologique (*biomonitoring*). Notre approche est unique, puisqu'il s'agit d'établir l'état trophique d'un lac et son intégrité écologique (ou son bilan de santé) sur la base des assemblages de diatomées fossiles et modernes afin de prendre en compte l'état de référence de chacun des lacs. Rappelons que l'état de référence représente les conditions associées à la période antérieure à l'arrivée des Européens et le début de l'agriculture par ceux-ci.

La volonté d'élaborer des indices trophiques et d'intégrité écologique basés sur les assemblages de diatomées a eu comme conséquence de générer beaucoup de connaissances qui peuvent servir aujourd'hui pour l'élaboration de MILQ. Le premier constat qui ressort de notre revue de littérature est que chacune des méthodes possède ses forces et ses faiblesses et que peu importe l'indice biologique, il y aura toujours des cas d'exception, ce qui est le propre du monde du vivant. Conséquemment, nous jugeons opportun de développer MILQ à l'aide de plusieurs paramètres. À l'image des indices, les paramètres auront toujours des limitations et des cas d'exception. Ainsi, un paramètre peut servir à une bonne interprétation des changements survenus dans un lac, sans pour autant être adéquat pour tous les écosystèmes lacustres étudiés. Par exemple, l'évolution de la diversité spécifique, le ratio planctonique : benthique ou encore le ratio du nombre de taxa planctoniques : benthiques d'un assemblage permet de documenter des variations s'opérant entre les deux principaux compartiments de l'écosystème lacustre, soit l'habitat pélagique et l'habitat benthique. Par contre, ces changements peuvent être de causes multiples et engendrés par des variables locales, aussi bien que régionales. L'article de Wolin et Stone (2010) présente une excellente compilation d'études à ce sujet. Par exemple, le ratio de taxa planctonique : benthique a été utilisé afin de reconstruire les variations des niveaux d'eau du lac Herring au Michigan (Wolin 1996). À plus grande échelle spatiale, l'étude de Dreßler et al. (2011) a montré que les changements climatiques engendraient aussi une augmentation de l'abondance des taxons planctoniques de manière synchrone, entre les différents lacs de la région étudiée. C'est-à-dire que l'augmentation des taxa planctoniques aurait été reliée à l'augmentation des températures; des hivers moins froids entraînant une période de mélange plus longue, ce qui aurait permis une croissance plus importante des espèces planctoniques. Comme des changements du ratio planctonique : benthique peuvent être engendrés par différents facteurs, le fait de comparer plusieurs paramètres afin de confronter les différentes explications possibles, confère de la puissance à MILQ et renforce le diagnostic.

Autre exemple, il peut arriver que la concentration en phosphore dans la colonne d'eau d'un lac ne soit pas représentative de son état d'enrichissement en zone littorale, si le phosphore est plutôt compartimenté dans ces zones du lac. Une telle situation aurait comme conséquence de sous-estimer la dégradation d'un plan d'eau, ce qui n'est pas souhaitable pour une gestion préventive des lacs. En ce sens, l'étude de Eloreanta (2000) a montré, à l'aide d'analyses à variables multiples et du calcul de plusieurs indices biologiques, que les espèces d'algues du littoral avaient la capacité de déterminer la qualité de l'eau en fonction de la pollution

diffuse apportée par le bassin versant. Ce constat implique que l'échantillonnage de la colonne d'eau, en milieu pélagique, pourrait sous-estimer l'état de dégradation des plans d'eau où les zones littorales sont davantage dégradées. Ces quelques exemples montrent l'importance d'utiliser plusieurs paramètres. De cette manière, on peut éliminer les paramètres discordants de ceux qui ne le sont pas afin d'émettre un diagnostic trophique plus robuste.

Finalement, l'objectif principal de ce chapitre est d'appliquer MILQ à un certain nombre de lacs à l'étude, de manière à juger de sa performance et à établir les limites de son interprétation. L'objectif secondaire est de développer une méthode systématique pour l'application ultérieure de MILQ à de nouveaux assemblages de diatomées provenant des lacs du Québec méridional.

6.2 Matériel et méthodes

6.2.1 Paramètres de MILQ

MILQ est fondé sur la compilation des résultats de sept paramètres qui découlent de : 1) l'analyse typologique des lacs, par catégories et groupes, basés sur la variabilité des assemblages de diatomées fossiles et modernes (chapitres 3 et 5), 2) les modèles d'inférence (ou fonctions de transfert) permettant d'inférer les concentrations en phosphore total (PT) historiques à l'aide des assemblages de diatomées fossiles (chapitre 4), 3) la méthode de classification trophique dite « complète » élaborée au chapitre 3 et, enfin, 4) l'utilisation de l'indice biologique de diatomées benthiques lacustres développé en Europe par Hofmann (1999). Le Tableau 6.1 présente l'ensemble de ces paramètres et les intrants nécessaires à leur analyse, ainsi que la méthodologie qui a été utilisée pour leur élaboration.

Paramètre #1 – typologie des lacs

Ce paramètre permet de documenter l'état de référence et l'état actuel d'un lac en lien avec la typologie des lacs développée aux chapitres 3 et 5. L'analyse typologique des lacs, par catégories et groupes, est basée sur la variabilité des assemblages de diatomées fossiles et modernes. Il a été montré dans les chapitres précédents que cette variabilité est principalement engendrée par l'eutrophisation des plans d'eau. Les résultats de l'analyse typologique ont fait en sorte de définir cinq groupes d'assemblages fossiles (1, 2, 3, 4 et 5; chapitre 5) et trois catégories d'assemblages modernes (I, II et III; chapitre 3). Ainsi, le paramètre #1 permet d'évaluer l'ampleur des changements survenus dans le plan d'eau depuis l'influence des activités humaines. Le Tableau 6.2 présente la typologie des lacs, développée à l'aide des assemblages fossiles et modernes. Les assemblages des catégories I et II sont principalement influencés par des taxa de l'habitat pélagique, tandis que les assemblages de la catégorie III sont principalement influencés par des taxa d'habitats benthiques. Il faut également se rappeler que les lacs de la catégorie III peuvent présenter des

conditions de la colonne d'eau tant acides, circumneutres qu'alcalines, et que leurs assemblages sont davantage influencés par la présence des habitats benthiques, que par les conditions chimiques de la colonne d'eau, contrairement aux lacs des catégories I et II.

Tableau 6.1 : Paramètres de MILQ.

Paramètre		Intrant	Méthodologie
1	Catégorie et groupe de lacs (typologie)	Abondance relative des assemblages de diatomées fossiles et modernes	Tests de groupement agglomératifs basés sur la méthode de variance minimum de Ward et la procédure de permutation multiréponse (PPMR) (chapitres 3 et 5)
2	Distance de Hellinger entre l'assemblage fossile et moderne	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec la matrice de l'abondance relative des assemblages de diatomées ayant subi, au préalable, une transformation de Hellinger (tb-PCA) (chapitre 5)
3	Concentrations de PT inférées [PT]	- [PT] Moyenne mesurée pendant la période de stratification estivale - Abondance relative des assemblages de diatomées modernes de 55 lacs	Modèle d'inférence basé sur l'analyse de régression par moyenne pondérée (WA), précisément l'analyse de dérétrécissement (<i>deshrinking</i>) dite « classique » (WA classique) et l'analyse de régression par moyenne pondérée des moindres carrés partiels (WA-PLS) (chapitre 4; Tremblay et al. 2014)
4	Classification trophique basée sur les [PT], selon la méthode appliquée <i>a posteriori</i> dite « complète »	Abondance relative des assemblages de diatomées fossiles et modernes et valeurs mesurées de [PT], de [chl _a] et de transparence de l'eau	La classification trophique du PT est basée sur l'échelle du MDDEFP (chapitre 2). La classification trophique <i>a posteriori</i> des conditions modernes est basée sur les variables physico-chimiques classiques (PT, Chl _a et transparence). De plus, les assemblages de diatomées ont permis de départager les lacs « oligo-mésotrophe » des lacs « méso-eutrophe », à l'aide de la position de leur assemblage dans une ordination simple (tb-PCA) (chapitre 3)
5a	Diversité de Hill (H_2)	Abondance relative des assemblages de diatomées fossiles et modernes	L'indice de Hill ($H_2 = 1/\lambda$) qui représente la réciproque de l'indice de Simpson (λ)
5b	Abondance relative des diatomées planctoniques et benthiques	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Le pourcentage de valves planctoniques ou benthiques sur le pourcentage total de valves dans un assemblage.
5c	Nombres de taxa planctoniques et benthiques	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Le nombre de valves planctoniques ou benthiques sur le nombre total de valves dans un assemblage.
6	<i>Asterionella formosa</i>	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Pourcentage en abondance relative de l'espèce dans l'assemblage
7	Indice biologiques trophiques benthiques	Abondance relative de certains taxa benthiques	Évaluation de l'état trophique des habitats benthiques sur la base des recommandations du protocole d'évaluation du niveau trophique des lacs de l'Allemagne (Schaumburg et al. 2007), utilisant l'Indice diatomées de Hofmann (1999)

Tableau 6.2 : Conditions du milieu en fonction de la typologie des lacs basée sur les assemblages fossiles ou modernes.

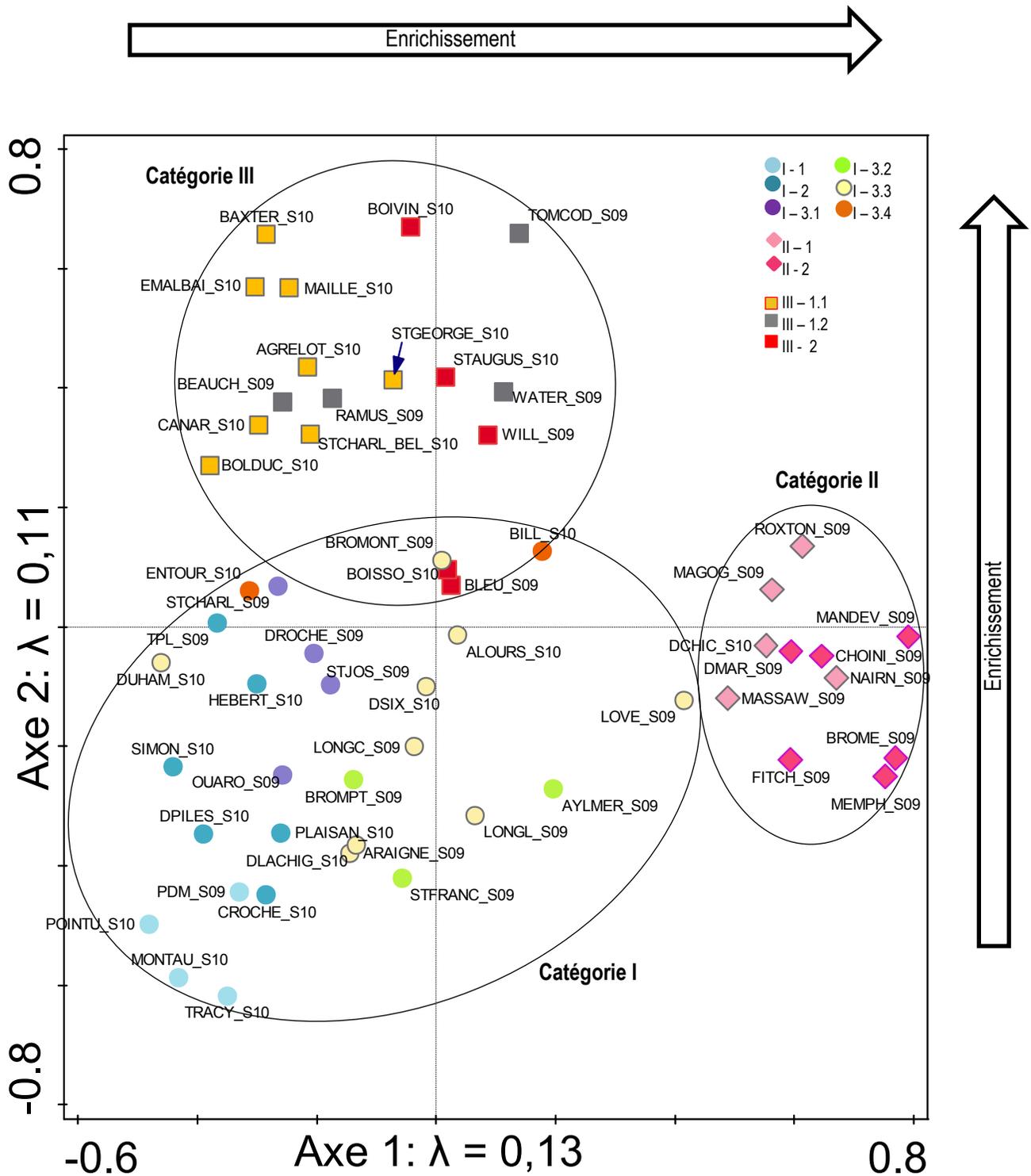
Typologie	Assemblages fossiles	Assemblages modernes
Type 1a (acide)	#1 Acides / habitats pélagiques peu productifs / influence importante des taxa planctoniques	I – 2 Acides / habitats pélagiques peu productifs / influence importante des taxa planctoniques
Type 1b (neutre)	#3 Neutres / ultra-oligotrophes / influence importante des taxa planctoniques	I – 1 Neutres / oligotrophes / influence importante des taxa planctoniques
	#2 Neutres / oligotrophes / influence importante des taxa planctoniques	I – 3 Neutres / enrichis ou dégradés / influence importante des taxa planctoniques
Type 2	#4 Alcalins / influence importante des taxa planctoniques	II – 1 et II – 2 Alcalins / enrichis ou dégradés / influence importante des taxa planctoniques
Type 3	#5 Influence importante des taxa benthiques	III – 1 et III – 2 Influence importante des taxa benthiques / enrichis ou dégradés

Le Tableau 6.3 documente les conditions limnologiques qui prévalaient dans les lacs, en fonction de leur appartenance à un groupe spécifique (I, II ou III). La Figure qui suit correspond à la Figure 3.5 (chapitre 3) et présente la position des groupes en fonction de leur assemblage moderne de diatomées. La position des lacs dans l'ordination illustre une échelle de dégradation ou d'enrichissement, de gauche vers la droite et du bas vers le haut. Cette échelle de dégradation a été établie en fonction de l'autécologie des taxa indicateurs par groupe (section 3.4.5.2).

L'ampleur du changement entre les conditions de référence d'un lac et les conditions actuelles est appréciée en fonction du nombre de niveaux trophiques traversé au cours de l'évolution du plan d'eau. Pour ce faire, nous avons établi des critères qualitatifs. Un plan d'eau se voit attribuer une ampleur de changement « important » lorsqu'il change de groupe typologique ou encore si le lac a traversé deux niveaux trophiques ou plus, entre la période de référence et la période actuelle. Advenant la situation où le plan d'eau n'a traversé qu'un seul niveau trophique, celui-ci se voit attribuer une ampleur de changement « modérée ».

Tableau 6.3 : Conditions du milieu en fonction de la typologie des lacs basée sur les assemblages fossiles ou modernes.

Groupe basé sur les assemblages de diatomées modernes		Données mesurées dans l'épilimnion (moyenne et écart-type)			
# Groupe	Lacs	PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	pH	Alcalinité (mg.L^{-1} de CaCO_3)	Conductivité (mS.cm^{-1})
I - 1	Montaubois, Pied-des-Monts, Pointu et Tracy	2,3 $\pm 1,8$	7,4 $\pm 0,5$	10,3 $\pm 5,6$	41,9 $\pm 27,8$
I - 2	Croche, des Piles, Hébert, Plaisant, Trois-Petits-Lacs et Simon	3,4 $\pm 1,8$	6,9 $\pm 0,3$	3,6 $\pm 1,7$	23,3 $\pm 27,8$
I - 3.1	Des Roches, Ouareau, Saint-Charles (Québec) et Saint-Joseph	5,4 $\pm 1,9$	7,2 $\pm 0,3$	8,8 $\pm 3,4$	40,8 $\pm 22,9$
I - 3.2	Aylmer, Brompton et Saint-François	8,5 $\pm 3,5$	7,2 $\pm 0,1$	27,2 $\pm 3,8$	75,1 $\pm 7,0$
I - 3.3	À l'Ours, aux Araignées, Bromont, de l'Achigan, Des Six, Duhamel, Long (Charlevoix), Long (Lanaudière) et Lovering	7,5 $\pm 3,7$	7,4 $\pm 0,1$	21,5 $\pm 12,4$	84,8 $\pm 72,6$
I - 3.4	Bill et Entouré	11,7 $\pm 5,8$	8,5 $\pm 0,1$	18,2 $\pm 10,1$	86,6 $\pm 58,2$
II- 1	Des Chicots, Magog, Massawippi, Nairne et Roxton	17,3 $\pm 11,4$	8,4 $\pm 0,6$	54,5 $\pm 25,1$	145,6 $\pm 52,2$
II- 2	Brome, Choinière, Baie Fitch, Mandeville, Memphrémagog et Desmarais	19,2 $\pm 11,2$	8,3 $\pm 0,4$	42,3 $\pm 15,9$	123,9 $\pm 38,3$
III- 1.1	Aux Canards, aux Grelots, Baxter, Bolduc, Étang Malbaie, Maillé, Saint-Charles (Bellechasse) et Saint-Georges	40,0 $\pm 54,6$	7,9 $\pm 0,4$	21,5 $\pm 11,8$	100,9 $\pm 83,7$
III- 1.2	Beauchamps, Rat-Musqué, Tomcod et Waterloo	57,3 $\pm 77,1$	8,2 $\pm 1,1$	38,5 $\pm 25,2$	109,4 $\pm 48,4$
III- 2	Bleu, Boissonneault, Boivin, Saint-Augustin et William	61,6 $\pm 56,3$	8,3 $\pm 0,7$	66,7 $\pm 36,1$	334,2 $\pm 279,8$



Reprise de la Figure 3.5b (chapitre 3) : Ordination présentant les résultats de l'ACP effectuée avec les assemblages de type S de 56 lacs. Elle présente également les onze groupes distincts (pictogrammes).

Paramètre #2 – distance de Hellinger

Il faut se rappeler que la somme des distances au carré (Hellinger) divisée par $n*(n-1)$, entre les assemblages de l'ordination (tb-PCA) de la figure 5.8 (chapitre 5), représente la diversité bêta de la communauté fossile et moderne (Legendre and De Cáceres 2013). Sachant que la diversité bêta représente la variation dans la composition des espèces de l'ensemble des lacs du territoire à l'étude et que cette composition est principalement influencée par le gradient trophique (chapitres 3 et 4), nous utilisons la distance entre les assemblages fossile et moderne d'un lac pour évaluer l'ampleur des changements trophiques. Il faut toutefois savoir que la distance sur les deux premiers axes sous-estime la diversité bêta totale de la communauté, laquelle est représentée par tous les axes de la tb-PCA. Par contre, les deux premiers axes représentent la plus grande portion de cette variabilité, ainsi nous jugeons raisonnable de s'accommoder de la répartition des assemblages sur les deux premiers axes pour évaluer l'ampleur des changements trophiques. À des fins d'interprétation, si un lac change de catégorie, une distance maximale de « 1 » sera attribuée au paramètre.

Il faut également considérer qu'une certaine portion de la variabilité entre les assemblages est induite artificiellement par les techniques de laboratoire. L'analyse de duplicata de comptage a permis d'évaluer l'effet de cette variabilité artificielle sur les résultats de la distance de Hellinger, le PT inféré et la diversité spécifique ($N2$) des assemblages. Le Tableau 6.4 présente les résultats de cette évaluation. La différence entre les valeurs de la $N2$ des duplicata atteint 35% (lac Mandeville). La distance maximale induite par une variabilité artificielle des assemblages correspond à 17% de la distance totale des changements trophiques (lac Mandeville). Nous pensons que la présence de chaînes de cellules dans les assemblages du lac Mandeville et du lac Pointu, contrairement au lac Hébert, peut entraîner une plus grande variabilité entre les duplicata. De nombreuses chaînes de *Aulacoseira perglabra* et de *Aulacoseira ambigua* étaient respectivement présentes dans les échantillons des lacs Pointu et Mandeville. Le fait de compter le même nombre de valves en présence de chaînes de cellules entraîne nécessairement la probabilité d'identifier moins de taxa. Ainsi, la prudence est de mise pour l'interprétation des résultats $N2$ d'un assemblage. De là l'importance de coupler plusieurs paramètres (7) et d'évaluer l'état trophique d'un lac sur la base de résultats convergents entre les paramètres de MILQ. Enfin, cette variabilité artificielle n'a pas entraîné de conséquence sur l'interprétation des valeurs de PT inférées ($\pm 1\mu\text{g.L}^{-1}$).

Tableau 6.4 : Variabilité entre les duplicata de comptage.

Lac	Distance Hellinger	Groupe typologique	Δ PT inféré	N2	Δ N2
HEBERT_F	0,07	1a	1	33	0%
HEBERT_F_duplicata		1a		33	
POINTU_F	0,04	1b	1	14	21%
POINTU_F_duplicata		1b		11	
MANDEV_F	0,17	2	1	20	35%
MANDEV_F_duplicata		2		13	

L'évaluation de la variabilité des duplicata nous a permis de déterminer la distance induite par la variabilité artificielle. Cette portion correspond au 1^{er} quartile de la distance maximale associée à chacune des catégories de lacs (Tableau 6.4). Les catégories de lacs sont : 1, les lacs acides (gr. 2 ou type 1 / acide) et circumneutres (gr. 1 ou type 1 / neutre), 2, les lacs alcalins (gr. 4 ou type 2), et 3, les lacs dominés par des espèces benthiques comparativement aux autres lacs (gr. 5 ou type 3).

À des fins d'interprétation, la distance maximale par catégorie de lacs ainsi que les distances situées au 1^{er}, 2^e et 3^e quartile de la distance maximale ont été déterminées. Le Tableau 6.5 présente ces résultats. Une distance située dans le premier quartile est considérée comme ne montrant pas, ou peu, de changements entre les assemblages fossiles et modernes. Ce quartile équivaut à la variabilité artificielle observée. Par contre, une distance située entre le 2^e et le 3^e quartile est considérée comme montrant une ampleur de changement « modérée », et au-delà du 3^e quartile, l'ampleur du changement est considérée « importante ».

Tableau 6.5 : Distance maximale observée entre les assemblages fossiles et modernes ainsi que la distance du 1^{er}, 2^e et 3^e quartile en fonction de la typologie des lacs.

Type	Groupe de lac et typologie	Distance			
		Maximale	1 ^{er} quartile	2 ^e quartile	3 ^e quartile
1	Acides et neutres (Type 1)	1,06	0,27	0,53	0,80
2	Alcalins (Type 2)	0,93	0,23	0,47	0,70
3	Influence importante de taxa benthiques (Type 3)	1,04	0,26	0,52	0,78
	Ampleur des changements trophiques entre les assemblages fossile et moderne		Pas ou peu	modérée	importante

Paramètre #3 – concentration de PT inférée

Ce paramètre vise à reconstruire la concentration en phosphore total [PT] qui prévalait dans l'épilimnion de la colonne d'eau, pour une période donnée. Pour ce faire, les modèles d'inférence (ou fonctions de transfert) basés sur des méthodes de régression de moyennes pondérées (WA), précisément l'analyse de dérétrécissement (*deshrinking*) dite « classique » (WA classique) et l'analyse de régression par moyenne pondérée des moindres carrés partiels (WA-PLS), ont été utilisés (chapitre 4; Tremblay et al. 2014). Les [PT] correspondent à une classe trophique basée sur l'échelle trophique internationalement reconnue (OCDE 1982), également utilisée pour classer les lacs du Québec. La Figure 6.1 présente l'échelle trophique en fonction du PT.

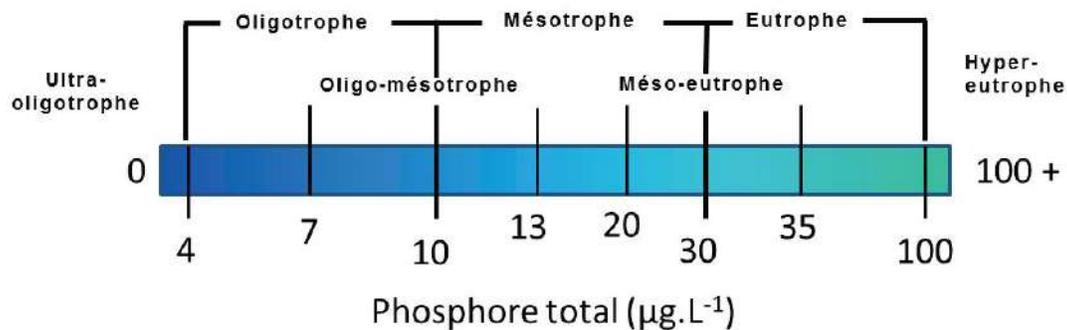


Figure 6.1 : Classe trophique en fonction du PT (modifiée du site Internet du MDDELCC : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>).

Paramètre #4 – Classification trophique *a posteriori* dite « complète »

La méthode de classification trophique traditionnelle est basée principalement sur trois paramètres, soit le PT, la Chl_a et la transparence de l'eau, trois indicateurs évalués dans la zone photique des lacs. Il arrive que ces trois paramètres classent, de manière divergente, l'état trophique d'un lac. Cette situation survient plus souvent lorsque le plan d'eau se situe dans un état trophique mitoyen entre le stade oligotrophe et eutrophe. Les assemblages de diatomées projetés dans une ordination (tb-PCA) ont été utilisés afin de départager les lacs mésotrophes de notre jeu de données entre le niveau « oligo-mésotrophe » et le niveau « méso-eutrophe » (chapitre 3). Ce reclassement trophique a été nommé la méthode *a posteriori* dite « complète » au sein de cette thèse. Ce paramètre permet d'ajouter du raffinement à la classification des lacs mésotrophes, grâce aux assemblages de diatomées modernes.

Le paramètre #4 permet de vérifier si le signal trophique de la concentration en PT inférée dans la zone photique classifie le lac dans le même état trophique que notre méthode de classification trophique

« complète ». Si le signal est divergent, il se peut que la zone pélagique représente moins bien les changements trophiques que les habitats benthiques. Il est connu qu'un classement trophique, sur la seule base des concentrations en PT, peut faire en sorte de sous-estimer l'état trophique d'un plan d'eau (chapitre 5). Par exemple, la zone photique de grands lacs profonds peut répondre beaucoup plus tard à des perturbations trophiques, que les zones littorales (Wetzel 2001). Par ailleurs, dans plusieurs lacs étudiés par Komráková et Marvan (1987), l'état trophique des zones littorales des lacs, déterminé à l'aide des algues, était plus élevé que l'état trophique déduit avec l'analyse de l'eau au centre du lac. Généralement, un accroissement du développement des algues et macrophytes sur le littoral est considéré comme un symptôme d'eutrophisation (Eiseltová 1994).

Ainsi, la comparaison des résultats des paramètres #3 et #4 apporte des précisions sur la compartimentation du PT entre les habitats pélagiques et benthiques, permettant ainsi de détecter un déphasage entre les changements trophiques des deux types d'habitats, le cas échéant.

Paramètre #5 – diversité spécifique

Ce paramètre vise à qualifier les changements en termes de diversité spécifique et de représentativité entre les taxa planctoniques et benthiques. Nous avons analysé la diversité alpha (α) et la diversité bêta (β). La diversité alpha représente la diversité en espèces pour un plan d'eau, alors que la diversité bêta représente la diversité d'une communauté pour une région donnée (Whittaker 1960, Anderson 2006, Legendre et De Cáceres 2013). L'indice de diversité spécifique ($N2$) est un indice alpha.

L'indice de Hill ($N2 = 1/\lambda$) représente la réciproque de l'indice de Simpson (λ).

$$N2 = 1/\lambda = \frac{1}{p_1 + p_2 + \dots + p_n} \quad (\text{équation 1})$$

où p_n représente l'abondance relative d'une espèce dans l'échantillon n.

Basé sur le $N2$ des 44 assemblages représentant les conditions de référence des lacs à l'étude, le $N2$ moyen a été calculé pour chacun des cinq groupes typologiques (chapitre 5). Ces résultats montrent que le $N2$ moyen est généralement plus élevé dans les assemblages des lacs circumneutres oligotrophes. À l'inverse, les assemblages des lacs alcalins montrent un $N2$ moyen plus faible. Ces résultats vont dans le même sens que ceux des travaux de Lange-Bertalot (1998). Le Tableau 6.6 présente, en ordre décroissant, la valeur du $N2$ moyen par groupe de lacs de référence.

Tableau 6.6 : Valeur des N2 moyen par groupe de lacs, déterminée avec les assemblages fossiles représentant les conditions de référence.

Type de lac	Typologie	Groupe fossile	N2 moyen ± écart-type
Circumneutres / oligotrophes	1b	2	34 ± 9
Acides / oligotrophes	1a	1	30 ± 8
Influence importante des taxa benthiques	3	5	29 ± 9
Circumneutres – ultra-oligotrophes	1b	3	22 ± 12
Alcalins / oligotrophes	2	4	21 ± 5

Nous avons comparé la diversité bêta (β) entre la communauté des assemblages fossiles et modernes afin de documenter l'influence des changements trophiques sur la diversité des deux communautés. Pour ce faire, l'indice Whittaker a été calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$\beta = \frac{S}{\bar{\alpha}} \quad (\text{équation 2})$$

Le « S » représente le nombre d'espèces de toute la communauté et le « $\bar{\alpha}$ » représente la moyenne de la diversité alpha (α) de chaque assemblage de la communauté. La diversité β de la communauté fossile est de 22 ($S = 603$; $\bar{\alpha} = 27,9$) comparativement à celle de la communauté moderne qui est de 18 ($S = 487$; $\bar{\alpha} = 27,1$). Nous avons vu précédemment que la diversité α est plus élevée dans les plans d'eau acides et circumneutres et qu'elle tend à décroître avec l'alcalinité du milieu. Ainsi, on s'attendait effectivement à voir la diversité β diminuer au sein de la communauté des assemblages de diatomées modernes, puisque la majorité des plans d'eau ont subi un enrichissement en nutriments ou une dégradation qui se traduit, entre autres, par l'apparition généralisée du taxon *Asterionella formosa* (chapitre 5). Concrètement, plus d'une centaine de taxa ont disparu de la communauté de diatomées modernes (chapitre 3). Par contre, la diversité α entre la communauté fossile et moderne est pratiquement semblable (27,9 et 27,1, respectivement). Un phénomène de remplacement des espèces s'est donc nécessairement opéré entre les assemblages fossiles et modernes. À l'image des lacs du nord-est des États-Unis, le développement des herbiers dans les zones littorales (Vermaire et Gregory-Eaves 2008) est un phénomène observable également dans les lacs du Québec (RAPPEL 2004). De plus, notre étude a observé une tendance générale à l'accroissement de certains taxa planctoniques dans les assemblages modernes. Ainsi, l'eutrophisation des plans d'eau aurait mené à une

diminution de la diversité des taxa de diatomées à l'échelle régionale (diversité β), mais cette diminution n'est pas perceptible à l'échelle locale, car un remplacement d'espèces s'est opéré au niveau des lacs (diversité α).

Par ailleurs, sur la base de la comparaison du ratio de l'abondance relative taxa planctoniques : benthiques entre les communautés fossile et moderne, on a constaté que le ratio moyen a augmenté au sein de la communauté moderne. Le ratio est passé de $1,6 \pm 1,3$ à $2,5 \pm 2,3$. Par contre, le nombre moyen de taxa planctoniques est similaire entre les communautés fossile et moderne (10 ± 2), et le nombre moyen de taxa benthiques entre les communautés fossile et moderne a légèrement diminué, passant respectivement de 38 ± 10 à 35 ± 12 . Ces résultats montrent qu'avec l'eutrophisation des plans d'eau, on observe une tendance à l'accroissement de l'abondance relative des taxa planctoniques et à une légère diminution de la diversité spécifique.

À des fins d'interprétation, la variation de la diversité α permettra de mettre en évidence les changements en lien avec les types d'habitats, la zone pélagique versus les zones littorales, à l'échelle locale. Ainsi, une situation combinant une légère différence entre le N_2 des assemblages fossile et moderne, et une stabilité du ratio planctonique : benthique en termes d'abondance relative et en nombre d'espèces, sera qualifiée de « nulle ». Par contre, l'ampleur des variations visibles entre le ratio planctonique : benthique, équivalant à une inversion de l'importance relative des deux habitats, sera qualifiée d'« importante ». Enfin, l'ampleur sera qualifiée de « modérée » lorsque des changements évidents, mais non drastiques, seront observés.

Paramètre #6 – *Asterionella formosa*

Le taxon *Asterionella formosa* a été retenu comme un indicateur d'enrichissement en PT de la zone pélagique (chapitre 5). La comparaison de son abondance relative entre les assemblages fossile et moderne, permet donc d'évaluer rapidement si la disponibilité du PT dans la colonne d'eau a augmenté entre la période de référence et la période actuelle. Dans le cadre de ce diagnostic, il n'est pas possible de déterminer la source du PT, mais nous avons pu constater au cours de cette étude que la forme biodisponible du phosphore apporté par le phénomène du relargage, soit le phosphate, pourrait être un facteur non négligeable pour expliquer l'apparition ou l'accroissement du taxon *Asterionella formosa* dans les lacs à l'étude (Labrecque et al. 2012; Roy 2012).

De manière à qualifier l'ampleur du changement liée au paramètre #6, nous avons établi que l'apparition de ce taxon dans l'assemblage moderne, associée à une abondance relative $\leq 5\%$ était d'ampleur « modérée ». Par contre, l'apparition de *A. formosa*, jumelée à une abondance relative $> 5\%$ ou encore à un accroissement entre les assemblages fossile et moderne $\geq 50\%$ de son abondance initiale, était considérée comme un

changement d'une ampleur « importante ». Ainsi, si l'abondance relative de *A. formosa* a augmenté d'une valeur < 50% de la valeur de référence, l'ampleur est qualifiée de « modérée ».

Paramètre #7 - bio-indice benthique

Le paramètre #7 fait appel à un indice trophique basé sur les communautés de diatomées benthiques lacustres. Ce paramètre devrait contribuer à fournir des renseignements complémentaires permettant de détecter des situations où l'enrichissement du lac s'effectue davantage dans les zones littorales que dans la zone pélagique.

Cet indice est adapté aux lacs circumneutres et alcalins et il n'est pas souhaitable de l'utiliser pour des lacs influencés principalement par d'autres processus que l'eutrophisation. Ces autres processus sont, entre autres, l'acidification et la salinisation de l'eau pouvant être engendrées par les activités anthropiques. Cet indice a été développé par Hofmann (1999) et il est utilisé en Allemagne comme l'une des métriques de leur protocole servant à l'évaluation de l'état écologique des lacs (Schaumburg et al. 2007). Cet indice est normalement utilisé pour des assemblages de diatomées périphytiques vivantes, récoltés sur les substrats inertes dans les zones littorales des lacs. Le protocole d'échantillonnage est comparable à celui de Lavoie et al. (2008). L'indice propose certaines règles à respecter. L'une d'elles consiste à exclure des comptages des taxa strictement planctoniques. Ainsi, toutes les diatomées centrales sont exclues, sauf *Melosira varians*, ainsi que certaines formes pennales planctoniques, telles *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* et *Nitzschia acicularis*. La détermination des formes de vie des diatomées est en accord avec les connaissances répertoriées dans les ouvrages de Krammer et Lange-Bertalot (1991 - 1996). Par ailleurs, le protocole stipule qu'il n'est pas souhaitable d'appliquer cet indice à des échantillons dont l'abondance relative en espèces aérophiles (ex. *Pinnularia borealis*) dépasse 5%, afin d'éviter une trop grande influence de ces habitats sur l'indice. À cet effet, une liste des taxa répertoriés dans le cadre de leurs travaux est fournie à l'intérieur du protocole. Il est important de savoir que la réponse de l'indice est fiable à condition que le calcul inclue au moins 10 taxa. L'indice trophique, basé sur l'équation de Zelinka et Marvan (1961), est calculé de la manière suivante :

$$TI = \frac{\sum_{i=1}^n Hi*Gi*Ti}{\sum_{i=1}^n Hi*Gi} \quad (\text{équation 3})$$

Où « H_i » correspond au pourcentage de l'espèce « i », « G_i » représente le poids donné à l'espèce « i » et « T_i » représente la valeur trophique donnée à l'espèce « i ». La valeur trophique est en lien avec l'autécologie de l'espèce (1 = oligotrophe et 5 = eutrophe) et le poids donné est en lien avec la valence écologique de

l'espèce. C'est-à-dire qu'une espèce sténotope aura une valeur maximale de « 3 » et une espèce davantage « eurytope » aura une valeur minimale de « 1 ».

L'indice couvre un gradient trophique variant d'un état oligotrophe à eutrophe. Une liste de taxa associés à des conditions hypereutrophes et saprobiques est présentée dans l'ouvrage. Lorsque l'assemblage de diatomées contient au moins trois taxa de cette liste et que leur pourcentage en abondance relative atteint 50%, le plan d'eau aurait surpassé l'état eutrophe et peut donc être classé parmi les lacs hypereutrophes. Finalement, les espèces tolérantes à toutes les conditions trophiques en font de mauvaises indicatrices; celles-ci ne sont pas prises en compte dans le calcul de cet indice. Les espèces dites « tolérantes » sont répertoriées dans cet article. Le Tableau 6.7 présente les valeurs de l'indice en fonction des classes trophiques.

Tableau 6.7 : Valeurs de l'indice en fonction des classes trophiques (tiré de Hofmann 1999).

Classe trophique	Valeur de l'indice
Oligotrophe	1,0 – 1,99
Oligo-mésotrophe	2,0 – 2,49
Mésotrophe	2,5 – 3,49
Méso-eutrophe	3,5 – 3,99
Eutrophe	4,0 – 5,0

6.2.2 Interprétation globale de MILQ

Le diagnostic qualifie l'ampleur des changements trophiques en fonction des conditions de référence du lac et détermine la classe trophique actuelle d'un lac. Il permet également de documenter les causes probables des sources de phosphore. Par exemple, un enrichissement de la colonne d'eau est souvent relié à une augmentation de l'apport en phosphore, de sources diffuses et ponctuelles, par le ruissellement sur le bassin versant. Un accroissement d'*Asterionella formosa* peut être le reflet d'apports ponctuels de phosphore lors d'un coup d'eau ou du relargage de phosphore par les sédiments. Par ailleurs, les changements entre l'abondance relative des taxa planctoniques et benthiques peuvent donner des indications sur la progression de la productivité des zones littorales. Une progression des taxa benthiques et périphytiques au détriment des taxa planctoniques envoie un signal à l'effet qu'il y a davantage d'habitats benthiques, tels des herbiers de macrophytes, qui abritent ces taxa. L'accroissement des zones peu profondes est généralement engendré par les apports de matières minérales et organiques arrachées aux sols du bassin versant, par des processus d'érosion. Ces matières sont alors transportées par le réseau hydrologique jusqu'au lac qui s'envase graduellement, plus ou moins rapidement.

Le diagnostic de nouveaux lacs sera effectué en intégrant l'assemblage de diatomées fossiles et modernes, à la série de données actuelles. Le test des analogues (chapitre 4) permettra de vérifier si le modèle d'inférence

du PT peut être appliqué aux assemblages des nouveaux lacs à l'étude. L'ajout des lacs fera accroître la série de données et, par le fait même, évoluer MILQ au fil du temps.

En somme, l'échantillonnage nécessaire pour effectuer un diagnostic à l'aide de MILQ requiert le prélèvement d'une carotte de sédiments d'environ 50 cm de long, à l'endroit le plus profond du lac ou de l'un de ses sous-bassins, ainsi que l'analyse des concentrations de PT, de Chla et de la transparence de l'eau dans la zone photique, pendant la période estivale correspondant à l'année du prélèvement de la séquence sédimentaire. Les données physico-chimiques permettront d'estimer le paramètre #4 de MILQ et de comparer les concentrations de PT mesurées et inférées.

6.3 Résultats et discussion

6.3.1 Logigramme

Le logigramme décrit la démarche qui mène à établir le diagnostic trophique d'un lac à l'aide de MILQ. L'axe central du logigramme est constitué des sept paramètres de MILQ. Sur la Figure 6.2, les rectangles verts de gauche représentent les résultats associés à l'analyse de l'assemblage de diatomées fossiles, alors que ceux de droite représentent les résultats associés à l'analyse de l'assemblage moderne. Le losange vert à droite représente le résultat associé aux deux assemblages (fossile et moderne). Le tableau de l'annexe 1 présente l'ensemble des résultats des différents paramètres obtenus pour notre série de lacs (56). Des exemples de diagnostic effectués sur des lacs du jeu de données sont présentés à l'annexe 2 (Fiches MILQ). Le résultat de la comparaison entre les assemblages fossile et moderne d'un lac est marqué par un pictogramme indiquant l'ampleur du changement, pour chacun des paramètres. La section suivante décrit la manière d'interpréter les résultats du logigramme.

6.3.2 Interprétation du logigramme

Paramètre #1

L'étude de l'évolution des lacs de la série de données, en fonction de la variabilité des assemblages, a permis d'identifier 12 scénarios évolutifs. Le Tableau 6.8 résume l'ensemble des scénarios rencontrés selon les lacs.

Un lac ayant changé de catégorie (ou type) sur une petite période de temps, soit à l'échelle de centaines d'années, a vraisemblablement subi des pressions anthropiques extrêmes. Au contraire, certains lacs de la série de données dont le bassin versant a subi très peu de pression anthropique montreront peu de variations entre leurs assemblages fossile et moderne. Dans certaines situations, par exemple l'installation d'un seuil ou d'un barrage en aval du plan d'eau aurait provoqué des changements en ce qui a trait au régime hydrique et au niveau d'eau. Ainsi, la nature des changements peut avoir favorisé l'accélération du processus d'eutrophisation ou entraîné le plan d'eau vers une transformation des différents habitats qui le composent.

Cette transformation s'opère sur la représentativité relative des différents habitats (benthique versus pélagique), donc sur la composition des assemblages de diatomées. Ces derniers aspects seront davantage documentés lors de l'interprétation du paramètre #5.

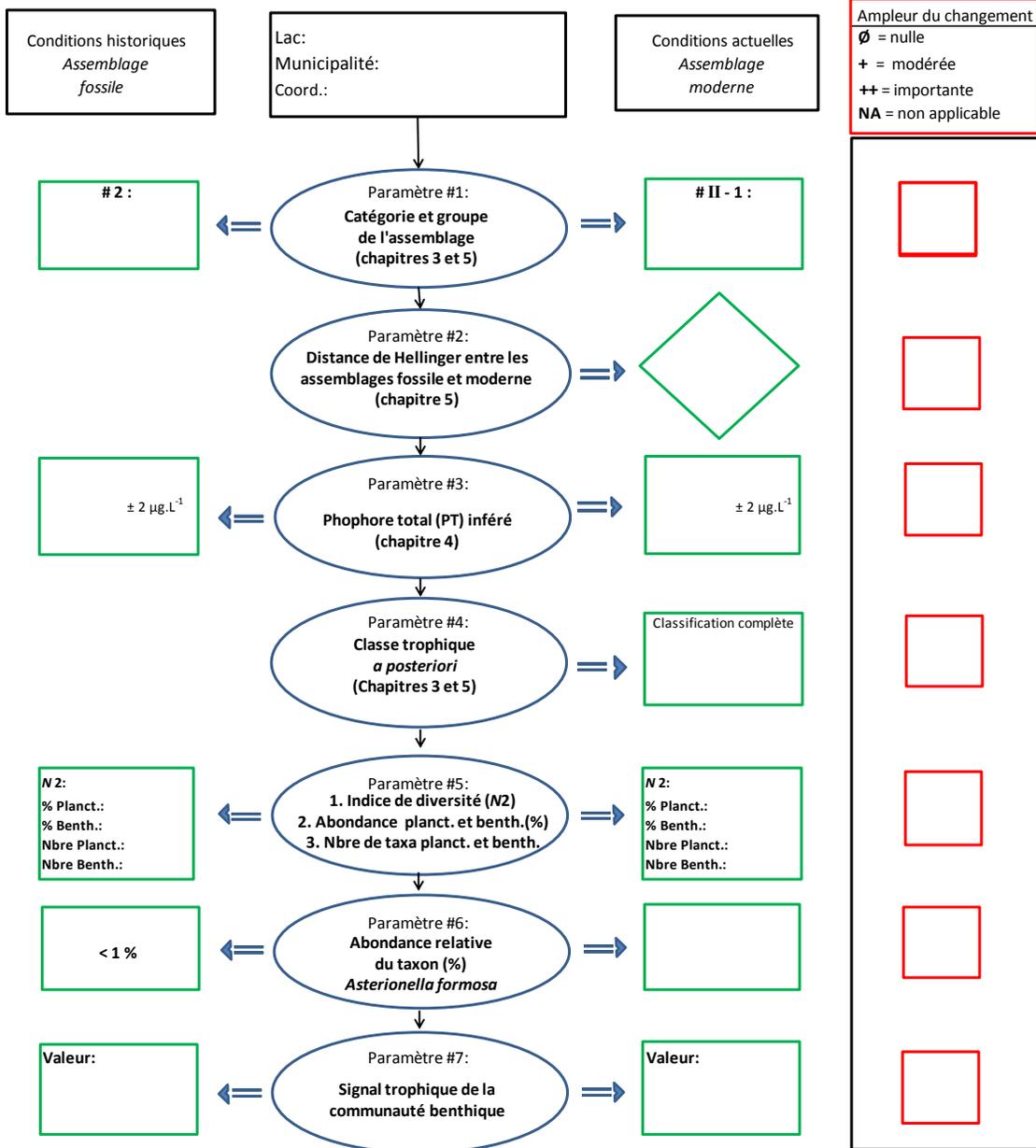


Figure 6.2 : Étapes et paramètres utilisés pour l'élaboration d'un diagnostic basé sur MILQ.

Tableau 6.8 : Les différents scénarios évolutifs des lacs.

	Conditions antérieures	Conditions actuelles	Lac
1	Acide (groupe 1) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Acide (I- 2)	Croche, Des Piles, Hébert, Plaisant, Simon, Trois-Petits-Lacs
2	Acide (groupe 1) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Circumneutre / Enrichi ou dégradé (I- 3)	Aux Araignées
3	Circumneutre / Ultra-oligotrophe (gr. 3) Oligotrophe (gr. 2) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Circumneutre / Oligotrophe (I- 1) ou Enrichi ou dégradé (I- 3)	Aylmer, Bill, Brompton, de l'Achigan, Duhamel, Long (Charlevoix), Lovering Mautaubois, Ouareau, Pied-des- Monts, Pointu, Saint-François et Tracy
3	Alcalin (gr. 4) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Alcalin / Enrichi ou dégradé (II- 1 et II- 2)	Baie Fitch, Mandeville, Massawippi et Nairne *
5	Dominé par l'influence des taxa benthiques, plutôt que planctoniques. Circumneutres ou alcalin (gr. 5)	Dominé par l'influence des taxa benthiques / Enrichi ou dégradé (III - 1 et III- 2)	Aux Canards, Baxter, Beauchamps, Étang Malbaie, Rat-Musqué, Saint- Georges, Tomcod et Waterloo
6	Dominé par l'influence des taxa benthiques, plutôt que planctoniques. Circumneutre ou alcalin (gr. 5)	Alcalin	Magog
7	Alcalin (gr. 4) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Dominé par l'influence des taxa benthiques et très dégradé (III-2)	Saint-Augustin
8	Acide (gr. 1) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Dominé par l'influence des taxa benthiques, plutôt que planctonique. Enrichi ou dégradé (III- 1 et III- 2)	Aux Grelots Boissonneault Bolduc
9	Circumneutre (gr. 2) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Dominé par l'influence des taxa benthiques. Enrichi ou dégradé (III- 2)	William
10	Circumneutre (gr. 2) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Alcalin (II- 1)	Des Chicots et Roxton
11	Alcalin (gr. 4) / Dominé par l'influence des taxa planctoniques	Circumneutre. Enrichi ou dégradé (I- 3)	Bromont et Long (Lanaudière)
12	Dominé par les taxa benthiques, plutôt que planctoniques. Circumneutre ou alcalin (gr. 5)	Circumneutre. Enrichi ou dégradé (I- 3)	À l'Ours, des Roches, des Six Entouré **, Saint-Charles (QC) et Saint-Joseph

* Relargage de P par les sédiments confirmé

** Possibilité de relargage de P par les sédiments

Les sections qui suivent décrivent quelques scénarios, de manière à documenter le processus d'interprétation du diagnostic. Pour ce faire, les lacs des Chicots et Entouré ont été retenus à titre d'exemple.

Lac des Chicots

Les conditions du lac des Chicots sont passées de circumneutres et oligotrophes (#2 = Type 1) à alcalines et méso-eutrophes (II-1 = Type 2). Le bassin versant du lac des Chicots est majoritairement occupé par des terrains et activités agricoles (Figure 6.3). Les apports de substances enrichissantes, d'origine agricole, dans le lac des Chicots sont certainement responsables d'une part importante de l'eutrophisation anthropique de ce lac.



Figure 6.3 : Image satellite du lac des Chicots et de l'occupation de ses rives, datant de 2013.

Lac Entouré

Le lac Entouré est situé dans le parc national des Grands-Jardins. C'est un tout petit lac d'une superficie de 0,4 km² et son bassin versant occupe une surface de 0,2 km² (Figure 6.4). L'assemblage moderne du lac

Entouré présente une augmentation de taxa planctoniques en abondance relative et en nombre de taxa, comparativement à son assemblage fossile. Ainsi, l'assemblage fossile du lac Entouré le classait avec ceux des lacs principalement influencés par les taxa benthiques (#5) et l'assemblage moderne le classe maintenant au sein des lacs circumneutres, principalement influencés par les taxa planctoniques du groupe des lacs I - 3.4. Les changements pourraient être davantage attribuables à une augmentation de la disponibilité du PT dans la colonne d'eau, qu'à une diminution des habitats benthiques (voir interprétation du paramètre #5). La superficie de son bassin versant est plus petite que celle du lac. Le bassin versant est occupé par du lichen et des épinettes noires. Le dernier feu de forêt survenu dans ce secteur du parc remonte à un peu plus de 20 ans. Le lac Entouré est un lac de tête; son niveau d'eau est situé à 702 m d'altitude et il se jette dans le lac Carré, situé à 700 m d'altitude. Par contre, il est possible que le niveau du lac ait été rehaussé à l'aide d'un seuil en enrochement dans son effluent. Par ailleurs, sa morphométrie conique dont la profondeur maximale est de 12 m, et la concentration de PT historique de sa colonne d'eau ($13 \mu\text{g.L}^{-1}$), pourraient avoir engendré un enrichissement en matière organique des ses sédiments, au cours du temps. Les conditions d'anoxie en profondeur prévalant actuellement (observations sur le terrain; profils d'oxygène dissous), le relargage possible du PT par les sédiments et sa redistribution dans la zone pélagique lors des brassages, pourraient expliquer un accroissement des espèces planctoniques en nombre et en abondance relative dans l'assemblage moderne (chapitre 5).



Figure 6.4 : Image satellite du lac Entouré et de son bassin versant, datant de 2011.

Paramètre #2 – distance de Hellinger

La distance entre les assemblages de nos communautés fossiles et modernes projetée dans la tb-PCA (Figure 5.8; Chapitre 5) représente une mesure de la diversité β (Legendre et De Cáceres 2013). Ainsi, cette distance a été utilisée pour apprécier le niveau de dégradation trophique des lacs à l'étude. Par contre, il est important d'utiliser cette distance si le lac est toujours classé dans la même catégorie de lacs. L'ampleur des changements associée au paramètre #2 est appréciée en fonction de la distance maximale observée pour l'ensemble des lacs de même type. La distance calculée sur l'ordination (tb-PCA) entre les assemblages fossile et moderne d'un lac permet d'établir l'ampleur des changements trophiques. Les lacs des Chicots et Entouré ont changé de catégorie, donc ce paramètre est qualifié d'une ampleur de changement « importante » pour ces deux lacs.

Paramètre #3 – concentration en PT inférée. La concentration de phosphore total [PT] inférée permet de vérifier, dans un premier temps, si la disponibilité du PT a changé à travers le temps, dans la zone pélagique. La concentration inférée ($\pm 2 \mu\text{g.L}^{-1}$) permet de traduire cette donnée en classe trophique, sur la base de l'échelle décrite à la section « Matériel et Méthodes », et de comparer par la suite ces résultats à ceux du paramètre #4 (classification trophique complète), ainsi qu'à ceux du paramètre #7 (indice trophique benthique). L'interprétation est aisée lorsque les différents paramètres sont concordants. Une divergence entre les paramètres demande une explication plus exhaustive. À cet effet, il faut se reporter à la section « Interprétation générale d'un diagnostic de MILQ et recommandations ».

Lac des Chicots

La [PT] de référence (assemblage fossile) classait ce lac dans un état oligotrophe ($7 \mu\text{g.L}^{-1}$), alors que la [PT] des conditions actuelles (assemblage moderne) le classe dans un état mésotrophe ($15 \mu\text{g.L}^{-1}$). Il faut toutefois rappeler que ce résultat s'adresse principalement à l'état trophique de la zone pélagique. La classification trophique complète (paramètre #4) et la classification trophique basée sur l'indice benthique (paramètre # 7) permettront de vérifier si un déphasage existe entre le signal trophique de la zone pélagique et les zones benthiques.

Lac Entouré

La [PT] de référence du lac Entouré le classait dans un état oligo-mésotrophe ($13 \mu\text{g.L}^{-1}$), parce que ce dernier est dominé par les taxa benthiques (chapitre 5). Le signal de l'assemblage moderne est plutôt pélagique et la [PT] actuelle le classe oligotrophe. Comme la concentration de PT inférée est basée sur une dominance de taxa benthiques pour les conditions de référence, plutôt que sur les taxa planctoniques comme pour les conditions actuelles, ce paramètre ne permet pas de comparer l'état trophique passé et présent. Nous

devrons plutôt statuer de l'état trophique actuel, à l'aide des résultats obtenus avec l'ensemble des paramètres énumérés plus tôt. Ainsi, l'écosystème ne se serait pas vraiment oligotrophisé.

Paramètre #4 – classification trophique

L'état trophique de référence est basé sur la [PT] inférée avec l'assemblage fossile (chapitres 4 et 5), alors que l'état trophique actuel est basé sur la classification trophique « complète » (chapitre 3).

Lac des Chicots

Le lac des Chicots est passé d'un état trophique oligotrophe à un état méso-eutrophe, sur la base de la classification trophique complète. Comme l'ampleur du changement correspond à trois niveaux trophiques, elle est dite « importante ».

Lac Entouré

Le lac Entouré est passé d'un état oligo-mésotrophe à oligotrophe en regard de ce paramètre. Toutefois pour les raisons évoquées à la section consacrée au paramètre #3, il faut attendre les résultats du paramètre #7 pour statuer sur l'ampleur du changement trophique de ce lac.

Paramètre #5 – diversité spécifique

La diversité spécifique (N_2) des assemblages permet d'ajouter un élément à l'évaluation des causes probables des changements dans la composition des assemblages. L'interprétation des variations du N_2 doit être effectuée en mettant en perspective les causes de cette variation à l'aide du ratio des taxa planctoniques : benthiques en abondance relative et en nombre de taxa par habitat.

Le ratio de taxa planctonique : benthique permet d'amener des hypothèses probables pour expliquer les changements et diriger l'acquisition de connaissances vers des éléments pertinents, à la suite du diagnostic MILQ. Par exemple, le passage d'un assemblage dominé par l'abondance relative de taxa planctoniques vers des taxa benthiques, peut être le résultat de changements morphométriques du bassin. Ces changements peuvent être engendrés par la baisse du niveau d'eau, l'envasement du bassin dans certains secteurs du lac ou encore les changements en lien avec le développement d'herbiers aquatiques et l'accroissement de la transparence de la colonne d'eau. À l'inverse, la dominance des taxa planctoniques au détriment des taxa benthiques peut résulter de l'élévation du niveau d'eau (perte d'habitat dans les zones littorales) et de l'enrichissement en nutriments de la colonne d'eau. L'enrichissement d'un plan d'eau résulte tout d'abord d'un apport externe. Toutefois, si les apports externes persistent, les charges d'éléments excédentaires s'accumulent dans les sédiments, créant ainsi une nouvelle source ponctuelle de nutriments pour la

croissance des algues dans la colonne. Ce dernier phénomène est probablement celui qui explique la recrudescence de l'abondance relative de taxa planctoniques opportunistes, comme *Asterionella formosa*, dans le lac Entouré (chapitres 3 et 5) et le lac Nairne (Labrecque 2013).

Lac des Chicots

Les modifications au sein des assemblages fossile et moderne du lac des Chicots sont caractérisées par un accroissement de l'abondance relative des taxa planctoniques, au détriment des espèces benthiques. Par contre, le nombre d'espèces planctoniques est toujours le même, mais le nombre d'espèces benthiques est passé de 51 taxa à seulement 26 répertoriés. La perte de plusieurs taxa benthiques explique que la diversité spécifique du lac des Chicots est passée de 40 à 20. La biomasse importante de la zone pélagique (Secchi moyen = 1,7 m) peut nuire à la croissance des taxa benthiques. De plus, la détérioration des zones riveraines et la dégradation de la qualité de l'eau par les activités agricoles pourraient également expliquer une perte de diversité des taxa benthiques.

Lac Entouré

La diversité spécifique a peu changé au cours du temps; sa valeur est passée de 21 à 19. Le ratio entre l'abondance relative des taxa planctoniques et benthiques ne s'est pas inversé; le ratio de l'assemblage fossile et celui de l'assemblage moderne sont respectivement de 42/58 et 49/51 et le nombre de taxa planctoniques sur le nombre de taxa benthiques est passé de 7/31 à 8/27. Ainsi, le nombre de taxa benthiques répertorié a davantage varié, comparativement au nombre de taxa planctoniques. On attribue une augmentation de l'abondance relative des taxa planctoniques à un enrichissement de la colonne d'eau. Les taxa *Aulacoseira lirata* et *Aulacoseira perglabra* var. *floriniae* étaient répertoriés dans les lacs de faible alcalinité et ultra-oligotrophes de notre série de données (chapitre 3). Ces deux taxa ont seulement été répertoriés dans l'assemblage fossile. À l'inverse, *Tabellaria flocculosa* a été répertorié uniquement dans l'assemblage moderne du lac Entouré.

Paramètre #6 – *Asterionella formosa*

Asterionella formosa est une espèce opportuniste dont l'apparition est associée à l'enrichissement, en nutriments, de la colonne d'eau (chapitre 5). Ce taxon est donc un indice intéressant pour évaluer l'enrichissement de la colonne d'eau. Trois principaux scénarios ont été observés au sein des lacs de notre série : 1) ce taxon était absent de l'assemblage fossile et de l'assemblage moderne, 2) ce taxon apparaissait dans l'assemblage moderne, mais son abondance relative était faible ($\leq 5\%$) et 3) ce taxon était présent dans l'assemblage fossile, mais l'abondance relative s'est accrue dans l'assemblage moderne.

Lac des Chicots

Le taxon *Asterionella formosa* a été répertorié dans l'assemblage fossile (< 1% en abondance relative) mais pas dans l'assemblage moderne. Nous pensons que la forme de phosphore disponible dans la colonne d'eau, lors des périodes d'efflorescence de diatomées, serait un facteur expliquant la présence ou l'absence de ce taxon. Par exemple, le relargage du phosphore par les sédiments favorise la forme de P biodisponible, le phosphate (Nürnberg 1988). Ceci pourrait expliquer une abondance importante de ce taxon dans des lacs de même catégorie que le lac des Chicots (ex. Saint-Augustin, Choinière) et l'absence dans d'autres lacs (ex. Waterloo, Boivin). Toutefois, cette dernière hypothèse n'a pas été vérifiée.

Lac Entouré

L'abondance relative du taxon *Asterionella formosa* s'est accrue dans l'assemblage moderne, passant de 22% à 31%. Puisque le pourcentage de ce taxon a augmenté, mais moins de 50% entre l'assemblage fossile et moderne, l'ampleur du changement est jugée « modérée ».

Paramètre #7 – indice biologique benthique

Le résultat de l'indice est moins robuste si le calcul est effectué avec moins de dix taxa. Le cas échéant, une note fait état de cette restriction (Tableau; annexe 1). L'ampleur des changements entre les assemblages fossile et moderne est qualifiée de la même manière que le paramètre #4. Ainsi, un plan d'eau se voyait attribuer une ampleur de changement « importante » lorsqu'il a traversé deux niveaux trophiques ou plus, entre la période de référence et la période actuelle. Advenant la situation où le plan d'eau a changé d'un seul niveau trophique, celui-ci se voit attribuer une ampleur de changement « modérée ».

Lac des Chicots

Les taxa benthiques du lac des Chicots ne montrent pas un accroissement de l'état trophique à travers le temps. La valeur de l'indice est passée de 3,69 à 3,91 (classe méso-eutrophe). Ainsi, l'influence de l'enrichissement en P dans le lac des Chicots a des répercussions plus importantes dans la zone pélagique. L'ampleur du changement trophique pour les habitats benthiques est « nulle ». Ainsi, la perte du nombre de taxa n'est pas détectée par cet indice. Pourtant, le nombre d'espèces benthiques est passé de 51 taxa dans l'assemblage fossile à seulement 26 dans l'assemblage moderne.

Lac Entouré

La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage fossile est de 3,74 et dix taxa ont été utilisés pour son calcul. Par contre, la valeur est de 4,23 pour l'assemblage moderne et, cette fois-ci, le calcul a pris en compte seulement six taxa. Les valeurs de l'indice nous indiquent que la communauté benthique est

passée d'un état méso-eutrophe à eutrophe, donc l'ampleur du changement est « modérée ». Ainsi, en fonction des assemblages de diatomées, et non des concentrations en PT inférées dans la colonne d'eau, le lac Entouré montre un enrichissement au cours du temps.

6.3.3 Interprétation de MILQ et recommandations

L'objectif de la présente section est d'assurer l'uniformité de l'interprétation des résultats, de respecter les limites de l'outil et enfin, d'obtenir un produit livrable constant. Ainsi, cette section permet de bâtir l'interprétation de MILQ et d'effectuer les recommandations y étant associées. La séquence de travail pour effectuer le diagnostic est en partie programmée sur le logiciel R afin de faciliter son application.

6.3.3.1 Interprétation des paramètres

1. L'état de référence indique que le lac _____ était de type _____ et est actuellement de type _____. L'ampleur du changement est « nulle, modérée ou importante ».
Explication :
2. La distance de Hellinger, entre les assemblages de diatomées fossiles et modernes, indique que l'ampleur du changement est « nulle, modérée ou importante ».
Explication :
3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de _____ $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à l'état « ultra-oligotrophe / oligotrophe / oligo-mésotrophe / mésotrophe / méso-eutrophe / eutrophe / hyper-eutrophe ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de _____ $\mu\text{g.L}^{-1}$. L'ampleur de l'enrichissement dans la zone pélagique est « nulle, modérée ou importante ».
4. La classification trophique dite complète classe **l'état de référence** du lac « ultra-oligotrophe / oligotrophe / oligo-mésotrophe / mésotrophe / méso-eutrophe / eutrophe / hyper-eutrophe » et **l'état actuel** « ultra-oligotrophe / oligotrophe / oligo-mésotrophe / mésotrophe / méso-eutrophe / eutrophe / hyper-eutrophe ».
5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de ___ à _____. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de ___ / _____ à ___ / _____. Le nombre de taxa planctoniques sur celui des taxa benthiques est passé de ___ / _____ à ___ / _____. Donc, il y a eu constance / diminution / augmentation du nombre de taxa planctoniques entre le passé et l'actuel et il y a eu constance / diminution / augmentation d'un nombre de taxa benthiques. L'abondance relative des taxa planctoniques/benthiques a augmenté / diminué.
Explication :

6. Le taxon *Asterionella formosa* a été répertorié / n'a pas été répertorié dans l'assemblage fossile (< 1% en abondance relative) et a été répertorié / n'a pas été répertorié dans l'assemblage moderne (< 1% en abondance relative).

Explication :

7. La valeur de l'indice benthique, obtenue à l'aide de l'assemblage fossile, est de _____ et (nombre) taxa ont été utilisés pour son calcul. La valeur de l'indice benthique, obtenue à l'aide de l'assemblage moderne, est de _____ et le calcul de l'indice a pris en compte (nombre) taxa. Ainsi, les taxa benthiques du passé indiquent un état oligotrophe / oligo-mésotrophe / mésotrophe / méso-eutrophe / eutrophe, tandis que l'assemblage moderne indique un état oligotrophe / oligo-mésotrophe / mésotrophe / méso-eutrophe / eutrophe.

Explications pour les paramètres 3, 4 et 7.

Théoriquement, neuf différents scénarios ($3 \text{ paramètres}^2 = 9$) pourraient être documentés en fonction des paramètres #3, #4 et #7. Une explication est fournie pour l'interprétation du diagnostic de MILQ, en fonction des différents scénarios :

1. Classe trophique basée sur [PT] inférée = Classe trophique dite « complète » = classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : l'état trophique des différents habitats indique le même état d'eutrophisation.

2. Classe trophique basée sur [PT] inférée = Classe trophique dite « complète » < classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : la disponibilité des nutriments est davantage compartimentée dans les habitats benthiques. Une masse d'eau pélagique restreinte et des problèmes d'érosion sont probablement un enjeu très important dans cet écosystème.

3. Classe trophique basée sur [PT] inférée = Classe trophique dite « complète » > classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : la disponibilité des éléments nutritifs est plus importante dans la colonne d'eau, que dans le compartiment des habitats benthiques. Probablement que le phosphore, apporté au lac par le ruissellement et le relargage du phosphate par les sédiments, est un enjeu plus important que les problématiques d'érosion qui provoquent normalement de l'envasement dans le bassin lacustre et favorisent la croissance de la biomasse dans ces zones de sédimentation.

4. Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique dite « complète » = classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : la concentration de PT inférée peut être non représentative de l'état trophique global d'un lac pour deux raisons principales : 1) l'enrichissement n'est pas encore perceptible dans la zone pélagique, surtout si le lac possède un grand volume pélagique, et 2) le phosphore est davantage compartimenté dans les habitats benthiques. Dans les deux cas, le paramètre #3 ne doit pas être déterminant pour le diagnostic final.

5. Classe trophique basée sur [PT] inférée > Classe trophique dite « complète » = classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : le phosphore apporté par les eaux de ruissellement est sûrement un enjeu important au phénomène d'enrichissement de la colonne d'eau et le relargage du phosphate par les sédiments est une problématique potentielle à considérer.

6. Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique dite « complète » < classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : les habitats benthiques subissent un enrichissement plus important que l'habitat pélagique. Voir également explication #4.

7. Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique dite « complète » > classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : La biomasse (chl_a) n'est probablement pas proportionnelle au [PT]. Une telle situation a été observée dans les lacs dont la croissance des cyanobactéries était dominante, ou que la communauté de diatomées répondait à l'influence d'autres facteurs que le PT, comme le pH, lors de la présence de tourbières dans le bassin versant (ex. Saint-Charles de Bellechasse). Dans le dernier des cas, la [PT] inférée n'est pas un bon indicateur trophique (paramètre #3). Il arrive également que l'assemblage des lacs peu profonds ne réponde pas bien au modèle d'inférence du PT et que la communauté périphytique soit plus représentative des conditions d'enrichissement du lac que les espèces planctoniques (ex. : lacs Waterloo et Tomcod).

8. Classe trophique basée sur [PT] inférée > Classe trophique dite « complète » < classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : Il est possible de sous-estimer l'état trophique sur la base d'une classification dite « complète », lorsque la colonne d'eau est extrêmement claire et de couleur « turquoise », plutôt que de couleur « thé » comme la majorité des lacs du Québec. Cette situation est engendrée par une faible teneur de carbone organique dissous dans l'eau du lac. En effet, la classification trophique prenant en compte la transparence de la colonne d'eau, laquelle est influencée par la couleur de l'eau, peut faire en sorte de sous-estimer l'état trophique global du lac en question. Lorsque nous sommes confrontés à une telle situation, le paramètre #4 ne doit pas être déterminant pour le diagnostic final.

9. Classe trophique basée sur [PT] inférée > Classe trophique dite « complète » > classe trophique basée sur l'indice benthique.

Explication : voir les explications des paramètres #3 et #7.

6.3.3.2 *Recommandations*

L'élaboration d'un diagnostic spécifique à chacun des lacs a généré une série de recommandations qui permettent aux acteurs de diriger prioritairement leurs investigations en fonction de celles-ci, pour identifier les sources, les quantifier et ainsi corriger les problèmes plus rapidement. Certaines recommandations soulèvent des aspects positifs, dans de tels cas, il s'agit donc de déployer des efforts de préservation plutôt que de restauration. Prenons l'exemple du lac Saint-Charles (QC), où les diatomées représentant la communauté benthique indiquent que ses habitats sont oligotrophes; ainsi la recommandation est « Préserver la richesse et la diversité des habitats littoraux existants ».

Le diagnostic MILQ devrait être accompagné de l'historique du bassin versant du lac à l'étude et des données limnologiques existantes, de manière à tirer le maximum de l'information apportée par la communauté de

diatomées. Les connaissances apportées par les types d'occupation du bassin versant et sa géologie, ainsi que les caractéristiques morphométriques et limnologues du lac, permettront d'associer le signal des diatomées aux causes vraisemblables, donc d'émettre des recommandations ciblées.

Voici les recommandations émises à ce jour dans les fiches (annexe 2):

Des Chicots

- ┆ Diminuer les apports en phosphore (P) provenant du bassin versant
- ┆ Documenter les activités qui engendrent des rejets pouvant enrichir et alcaliniser la colonne d'eau (borates, carbonates, phosphates, silicates, hydroxydes)
- ┆ Éviter ou contrôler l'utilisation des substances alcalinisantes
- ┆ Protéger les zones littorales non dégradées
- ┆ Améliorer les zones littorales dégradées
- Restaurer les bandes riveraines au pourtour du lac

Entouré

- ┆ Prévenir un accroissement du phosphore provenant du bassin versant
- ┆ Vérifier si la source de phosphore provient des sédiments de l'hypolimnion

Montaubois

- ┆ Prévenir un accroissement du phosphore et de l'azote provenant du bassin versant (les installations septiques pourraient être une source importante, même si elles sont conformes au règlement Q2.R22)
- ┆ Vérifier si la source de phosphore provient des sédiments situés dans l'hypolimnion
- ┆ Prévenir la dégradation des habitats en zones littorales
- ┆ Protéger les bandes riveraines

Tracy

- ┆ Prévenir un accroissement du phosphore et de l'azote provenant du bassin versant (les installations septiques pourraient être une source importante, même si elles sont conformes au règlement Q2.R22)
- ┆ Vérifier si une source de phosphore provient des sédiments situés dans l'hypolimnion
- ┆ Prévenir la dégradation des habitats en zones littorales
- ┆ Prévenir la dégradation du lac Montaubois
- ┆ Préserver les bandes riveraines

Saint-Charles (Québec)

- ┆ Prévenir un accroissement du phosphore et de l'azote provenant du ruissellement sur le bassin versant
- ┆ Prévenir un accroissement du phosphore et de l'azote provenant du bassin versant (les installations septiques pourraient être une source importante, même si elles sont conformes au règlement Q2.R22)
- ┆ Vérifier si une source de phosphore biodisponible provient des sédiments de la zone profonde (associée à l'apparition du taxon *Asterionella formosa*)
- ┆ Surveiller une hausse d'alcalinité (associée à l'apparition du taxon *Aulacoseira pusilla*)
- ┆ Documenter les activités qui engendrent des rejets pouvant enrichir et alcaliniser la colonne d'eau (borates, carbonates, phosphates, silicates, hydroxydes)
- ┆ Préserver la richesse et la diversité des habitats littoraux (oligotrophes)
- ┆ Préserver les bandes riveraines pour réduire les apports en phosphore au lac

Saint-Augustin

- ┆ Diminuer les apports en phosphore (P) et azote (N) provenant du bassin versant
- ┆ Documenter les activités qui ont comme effet d'enrichir la colonne d'eau en phosphore et en azote

- ┌ Diminuer les apports d'eau de ruissellement chargée de sels et de métaux provenant des routes et de l'autoroute (accroît la conductivité et diminue la biodiversité)
- ┌ Éliminer les sources d'érosion afin de réduire l'envasement du bassin lacustre
- ┌ Protéger les zones littorales non dégradées
- ┌ Améliorer les zones littorales dégradées
- ┌ Restaurer les bandes riveraines absentes

Waterloo

- ┌ Diminuer les apports en phosphore (P) et en azote (N) provenant du bassin versant
- ┌ Diminuer les apports d'eau de ruissellement chargée de sels et de métaux provenant des routes (accroît la conductivité et diminue la biodiversité)
- ┌ Éliminer les sources d'érosion afin de réduire l'envasement du bassin lacustre
- ┌ Améliorer les zones littorales dégradées
- ┌ Protéger et restaurer les bandes riveraines

6.4 Conclusion

Nous avons montré qu'un lac répond de manière complexe aux pressions anthropiques et que les réponses des diatomées intègrent principalement le signal trophique, tant pour l'habitat pélagique que l'ensemble des habitats benthiques, au sein d'une même typologie de lacs. Nous avons également montré que des apports de polluants, pas nécessairement des nutriments, avaient la capacité de modifier les conditions chimiques du lac, de telle sorte que la communauté de diatomées était complètement transformée et correspondait alors à une autre typologie de lacs (ex. : lac des Chicots). Dans ces cas extrêmes, il serait utopique de souhaiter retrouver les conditions d'origine du lac et il est plutôt recommandé de réduire les apports de polluants et de mettre en place des mesures correctives, si les usages l'exigent, pour réduire les symptômes indésirables comme la prolifération récurrente de cyanobactéries.

Nous avons également montré que la présence de certains taxa, tels *Asterionella formosa* et *Aulacoseira pusilla*, permettent respectivement de dévoiler un enrichissement en nutriments (azote [N] et en phosphore [P]) dans la zone pélagique et une alcalinisation de la colonne d'eau. Ces informations ne seraient pas détectables à l'aide d'un diagnostic trophique « classique », sur la base de la concentration moyenne en P (inférées ou mesurées), la concentration en chlorophylle *a* et la transparence de l'eau de l'épilimnion (ex. : lacs Montaubois et Tracy).

Bien qu'il n'est pas possible de déterminer précisément les transformations qui se sont opérées au sein des habitats benthiques, il est possible avec le diagnostic MILQ de départager deux facteurs à l'aide de l'autécologie des taxa et leur abondance relative, soit l'accroissement de la communauté benthique et la dégradation de la qualité de son? habitat.

Dans le premier cas, les taxa benthiques ne sont pas très différents entre les assemblages fossile et moderne, et si de nouvelles espèces étaient répertoriées, elles n'étaient pas indicatrices de mauvaise qualité. Par contre, l'abondance relative des taxa benthiques s'accroissait au détriment de celle des taxa planctoniques; ce qui laisse croire que les zones littorales se sont développées au cours du temps.

Dans le deuxième cas, nous avons observé des transformations importantes de la communauté benthique avec l'apparition de taxa indicateurs d'une dégradation de la qualité de l'eau (ex. lac Saint-Augustin). Par exemple, certains assemblages ont révélé des taxa indicateurs d'un milieu en excès d'éléments inorganiques et parfois organiques (ex. : le taxon *Ulnaria ulna*).

De plus, MILQ, avec ces multiples paramètres permet aussi d'apprécier la qualité des lacs peu profonds dont la communauté de diatomées planctoniques n'indique pas, à elle seule, l'ampleur de la dégradation du lac (ex. : lac Waterloo). Par ailleurs, la trop grande influence des habitats humides ou des tourbières sur la communauté de diatomées peut camoufler le signal d'un enrichissement en nutriments (ex. lac Saint-Charles de Bellechasse).

En somme, nous avons mis en évidence que les transformations des plans d'eau soumis à l'influence des pressions humaines, peuvent provoquer des changements si importants de la communauté de diatomées qu'ils mènent même le lac à changer de typologie. Par exemple, les conditions de certains lacs sont passées de circumneutres à alcalines. Ainsi, il n'est pas souhaitable d'étudier les lacs par groupe typologique (acide, alcalin, circumneutre, profond, peu profond) si l'objectif est d'étudier l'ampleur de leur dégradation en lien avec leurs conditions initiales (ou de référence). Nous croyons avoir atteint cet objectif grâce au développement de MILQ, bien que cet outil soit embryonnaire et sujet à amélioration.

6.5 Références

- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., et McArdle, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9, 683-693.
- Coste, M., Bosca, C. et Dauta, A. 1991. Use of algae for monitoring rivers in France. Dans : B. A. Whitton, E. Rott & G. Friedrich (éditeurs), *Use of algae for monitoring rivers*, pp. 75-88.
- Dreßler, M., Schwarz, A. Hübener, T. Adler, S. et Scharf, B.W. 2011. Use of sedimentary diatoms from multiple lakes to distinguish between past changes in trophic state and climate: evidence for climate change in northern Germany during the past 5,000 years. *Journal of Paleolimnology* 45(2), 223-241.

- Descy, J.P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia* 64, 305-323.
- Eiseltová, M. 1994. *Restoration of lake ecosystems – a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. 32, Oxford.
- Eloranta, P. 2000. *Use of littoral algae in lake monitoring*. Dans: Heinonen, P., Ziglio, G., Van der Beken, A. (éditeurs), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring*. Chichester, UK, John Wiley, pp. 97–104.
- Hofmann, G. 1999. Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. Dans : Tümpling, W.V. et Friedrich, G. (éditeurs): *Biologische Gewässeruntersuchung* 2, 319–333.
- Kelly, M.G. et Whitton, B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7, 433-444.
- Labrecque, V., Nürnberg, G., Tremblay, R. et Pienitz, R. 2012. Caractérisation de la charge interne de phosphore du lac Nairne, Charlevoix (Québec). *Revue des Sciences de l'Eau* 25(1), 77-92.
- Labrecque, V. 2013. *Quand le passé refait surface : caractérisation des apports en phosphore au lac Nairne, Charlevoix, Québec*, Département de géographie. Université Laval, Québec, 107 p.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beihefte* 64, 285-304.
- Lange-Bertalot, H. 1998. *Iconographia diatomologica, annotated diatoms micrographs*. Vol. 5. *Diversity-Taxonomy-Geobotany*. Koeltz Scientific Books.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M., Dillon, P.J. 2006. *A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA)*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 8, 1793-1811.
- Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presse de l'Université du Québec, 241 p.
- Legendre, P. and De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16, 951-963.
- Komárková, J. et Marvan, P. 1987. The role of algae in the littoral zone of carp ponds. *Nova Hedwigia Beihefte* 27, 239 – 249.

- Nürnberg, G.K. 1988. Prediction of phosphorus release rates from total and reductant-soluble phosphorus in anoxic lake sediments. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 453-462.
- Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) 1982. *Eutrophication of waters—Monitoring, assessment, and control*: Paris, OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters, 154 p.
- RAPPEL 2004. *Un portrait alarmant de l'état des lacs et des limitations d'usages reliées aux plantes aquatiques et aux sédiments - Bilan: 1996–2003*. 366 p.
- Rott, E., Pipp, E. et Pfister, P. 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a crosscheck against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies* 110, 91–115.
- Roy, A.-J. 2012. *Reconstitution de l'état trophique du lac Nairne, Charlevoix, QC*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Département de géographie. Université Laval, Québec, 122 p.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. et Hofmann, G. 2007. *Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Makrophytes and Phytobenthos*. *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Länder Working Group) LAWA*. Projekt-Nr. O 4.04, p. 69. Site Web : <http://www.lfu.bayern.de/wasser/index.htm> [Consulté le 10 février 2014].
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J. et Steinberg, C.E.W. 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern german lakes and rivers. *Journal of Phycology* 38, 66-89.
- Sladeczek, V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 14, 555-566.
- Smol, J.P. et Stoermer, E.F. 2010. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, Second ed. Cambridge University Press. 667 p.
- Stenger-Kovács, C., Buczko, K., Hajnal, E. et Padisak, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589, 141-154.

- Tremblay, R., Pienitz, R. et Legendre, P. 2014. Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern diatom assemblages of 55 lakes in southern Québec. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71, 887-914.
- Vermaire, J.C. et Gregory-Eaves, I. 2008. Reconstructing changes in macrophyte cover in lakes across the northeastern United States based on sedimentary diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology* 39, 477-490.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*. Academic Press, New York, 1006 p.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30, 279-338.
- Wolin, J.A. 1996. Late Holocene lake-level fluctuations in Lower Herring Lake, Michigan, U.S.A. *Journal of Paleolimnology* 15, 19-45.
- Wolin, J.A. et Stones, J.R. 2010. Diatoms as indicators of water-level change in freshwater lakes. Dans: *The Diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, Stoermer, E.F. & J. P. Smol (éditeurs), 2e édition, Cambridge: Cambridge University Press, pp. 174-202.
- Zelinka, M. et P. Marvan, P. 1961. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewasser. *Archives of Hydrobiology* 57, 389-407.

7 Conclusion générale

L'objectif global découlant des travaux de cette thèse visait le développement d'outils de diagnostic et de biosurveillance permettant de documenter l'évolution trophique et l'intégrité écologique des plans d'eau du Québec méridional, donc de qualifier leur état de santé en fonction du phénomène d'eutrophisation anthropique. Les travaux menés au cours de cette thèse ont finalement permis l'élaboration de MILQ (Méthode pour évaluer l'Intégrité écologique des Lacs tempérés du Québec) qui représente l'atteinte de cet objectif. La réalisation de MILQ exigeait au préalable de décrire la série des plans d'eau à l'étude et la communauté de diatomées modernes et fossiles y étant associée. La réalisation des chapitres deux à six a permis l'acquisition de ces connaissances.

7.1 Synthèse des travaux

Le chapitre 2 de la thèse a permis d'établir les caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec la géologie de leur bassin versant et leur état trophique. Le premier objectif de l'étude consistait à documenter les interactions qui s'opèrent entre les variables limnologiques et géologiques à l'étude et le processus d'eutrophisation. Bien que les activités anthropiques puissent influencer les propriétés chimiques de l'eau en provoquant, entre autres, l'érosion des sols en place et l'ajout de nutriments au bassin versant, nous avons montré que la géologie jouait un rôle prépondérant sur les propriétés alcalines des lacs à l'étude et sur leur niveau de production primaire. Comme normalement observé, un lien étroit existait entre la concentration en phosphore total, l'abondance de la biomasse primaire et la diminution de la transparence de l'eau de notre série de lacs. De plus, la caractérisation trophique des lacs a permis de vérifier que notre série de données couvrait un gradient trophique complet, soit des conditions trophiques classées ultra-oligotrophes à hypereutrophes, ce qui nous a permis d'effectuer les études comparatives entre le gradient trophique et la communauté de diatomées des lacs dans les chapitres suivants. Évidemment, les lacs peu profonds étaient davantage eutrophisés que les lacs profonds. Par contre, les lacs situés dans des bassins versants dont la géologie leur confère des propriétés alcalines étaient généralement plus enrichis que les lacs acides ou circumneutres. Enfin, nous avons montré que l'accroissement de la biomasse primaire dans les lacs eutrophes et hypereutrophes était également corrélé avec l'augmentation des concentrations d'aluminium dissous. Cette situation semblait s'expliquer par une colonisation importante des cyanobactéries au détriment des algues dans la colonne d'eau. Conséquemment, nous sommes d'avis que certaines interventions utilisées aujourd'hui, comme l'épandage d'alun ($KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$) dans les lacs, devraient être réexaminées afin que les actions de restauration n'engendrent pas des effets néfastes plutôt que bénéfiques, à moyen et long termes, sur la diversité biologique et la qualité de l'eau.

Le chapitre 3 de la thèse a permis de décrire la réponse des diatomées en lien avec l'état trophique actuel des lacs et leurs caractéristiques environnementales. Les objectifs de ce chapitre visaient à vérifier les similitudes entre les assemblages de diatomées prélevées sur des substrats différents, à déterminer quel habitat intégrait la réponse la plus représentative face à l'état trophique d'un lac, et enfin, à établir les espèces indicatrices par groupes d'assemblage obtenus sur la base de leur similitude. Conséquemment, nous avons pu déterminer laquelle des variables physico-chimiques, morphométriques et géologiques influence la structure de la communauté de diatomées pour ainsi créer une typologie des diatomées en fonction de l'état trophique des lacs. Cette typologie est finalement constituée de deux niveaux. Le premier niveau typologique partage la communauté de diatomées en trois catégories en fonction des caractéristiques morphométriques, du pH et de l'alcalinité des lacs. Le deuxième niveau typologique subdivise ces catégories en groupes représentatifs du gradient d'eutrophisation, qui est principalement associé à la concentration en phosphore total dans la colonne d'eau. Notre étude a révélé que les diatomées modernes, soit celles récoltées à la surface des sédiments et intégrant l'ensemble des habitats, enregistraient généralement mieux les changements trophiques globaux que les autres substrats échantillonnés. Par contre, nous sommes parvenus à la conclusion que certains lacs caractérisés par un volume pélagique très restreint, des herbiers très développés ou ceux dont le bassin versant était principalement occupé par des tourbières ou des milieux humides, devraient faire l'objet d'une caractérisation différente. À cet effet, l'assemblage de diatomées périphytiques, récoltées sur un substrat synthétique (bouée de plastique) submergé dans la zone pélagique de ces lacs, intégrait mieux leur état trophique que l'assemblage de diatomées modernes (sédiments récents). Pour ce faire, nous avons proposé, pour le futur, la création d'un outil de biosurveillance (ou biocaractérisation) basé sur ce dernier substrat pour ces types de plan d'eau.

Par ailleurs, nous avons également mis en évidence que la succession saisonnière des espèces planctoniques, deux années consécutives, peut engendrer une très grande variabilité au sein des assemblages de diatomées d'un même lac. Ce constat nous a amenés à s'interroger sur le choix d'un assemblage pouvant représenter une période temporelle différente, selon les besoins de la caractérisation. Dans ce contexte, nous pouvons convenir que l'approche paléolimnologique permet de choisir la résolution temporelle en fonction des besoins, comparativement à celle du bio-surveillance usuelle, qui représente nécessairement la communauté vivante d'une seule saison de croissance, ce qui peut être restrictif si l'on veut intégrer la variation interannuelle pour établir le bilan de santé global d'un lac. En somme, nous concluons que le développement d'un indice biologique basé sur un assemblage de diatomées modernes, intégrant la plupart des espèces et habitats lacustres et pouvant intégrer plusieurs saisons ou mêmes années, peut être avantageux pour effectuer un diagnostic trophique.

Le chapitre 4 de la thèse a permis la création de modèles d'inférence du phosphore total (PT) basés sur les diatomées modernes de 55 lacs. Cet article a permis de démontrer que les assemblages de

diatomées modernes répertoriés dans ces lacs étaient représentatifs d'un gradient d'état trophique et permettaient de reconstituer les teneurs historiques en PT qui prévalaient dans la colonne d'eau des lacs du Québec. Selon les modèles d'inférence de PT publiés à ce jour, la performance de notre modèle se classe parmi les meilleures. De plus, l'étude de Bennett et al. (2014)¹ portant sur l'optimisation du coût/bénéfice des modèles d'inférence de PT basés sur les diatomées démontre qu'une série de lacs dont le nombre se situe entre 50 et 100 est en mesure de produire un modèle régional optimale sous les conditions que nous remplissons.

L'article qui découle de notre étude est également le premier à décrire l'utilisation de la tb-RDA, plutôt que la CCA, pour l'élaboration de ce type de modèle d'inférence basé sur les diatomées. De plus, il est le premier article à décrire la procédure méthodologique utilisant les packages du logiciel R pour le développement d'un modèle d'inférence de PT basé sur les diatomées. Il fait également la synthèse de tous les aspects de validation, actuellement documentés, qui devraient être considérés pour effectuer un bon choix et une application adéquate d'un modèle d'inférence sur des assemblages de diatomées fossiles. Finalement, les modèles de ce chapitre ont permis de mener à bien une partie des travaux du chapitre 5 qui visait la reconstruction des conditions de référence dans les lacs du Québec méridional.

Le chapitre 5 de la thèse a permis de documenter les conditions trophiques de référence des lacs du Québec méridional, avant l'intensification des activités humaines sur le territoire à l'étude. Pour ce faire, deux approches ont été utilisées, une première basée sur les modèles d'inférence du PT fondés sur le gradient trophique (mettant en relation la communauté de diatomées et la physico-chimie des lacs) et une seconde étant exclusivement fondée sur la structure de la communauté de diatomées (plus spécifiquement sur la similarité entre les assemblages de diatomées). Ainsi, des changements floristiques globaux survenus depuis l'intensification des activités humaines ont été mis en évidence. La plupart des changements floristiques seraient liés à l'eutrophisation des lacs et, parmi les plus importants, on a observé l'apparition ou l'accroissement des espèces planctoniques *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa* dans les lacs de basses alcalinités, et *Fragilaria crotonensis* dans les lacs de plus hautes alcalinités. De plus, l'augmentation de l'abondance relative des petites formes de Fragilariacées (*P. brevistriata*, *S. construens* et *S. pinnata*) s'étendait à l'ensemble des lacs du gradient de PT. Ainsi, la biomasse en zones littorales semble également s'être accrue au cours du temps. À l'inverse, la présence des taxa normalement dominants dans les milieux peu productifs et de faible alcalinité, tels *A. lirata* et *A. tenella*, a diminué énormément au sein des assemblages modernes. Ce dernier constat peut également révéler la disparition d'une bonne proportion des milieux humides sur le territoire à l'étude. Par ailleurs, la communauté de diatomées a également révélé que la géologie des bassins versants (qui détermine le pH et l'alcalinité naturels de l'eau) et la morphométrie des lacs

¹ Bennett, J.R., Sisson, D.R., Smol, J.P., Cumming, B.F., Possingham, H.P. et Buckley, Y.M. 2014. Optimizing taxonomic resolution and sampling effort to design cost-effective ecological models for environmental assessment. *Journal of Applied Ecology* [accepté]

avaient une très grande influence sur celle-ci, comme constaté au chapitre 3 qui porte exclusivement sur l'étude des assemblages modernes. Par ailleurs, les concentrations de référence en PT inférées appuient l'hypothèse du chapitre 2 affirmant que les lacs, dont le bassin versant repose sur des roches sédimentaires, sont naturellement plus riches en PT que les lacs reposant sur des roches métamorphiques.

Ce chapitre a également permis d'établir la typologie de référence des lacs, basée sur les assemblages de diatomées fossiles. Cette typologie de référence correspondra dorénavant aux « communautés écologiques de référence ». Nous avons obtenu cinq communautés de référence, plutôt que trois catégories comme avec les assemblages modernes. Nous attribuons cette différence à la perte de diversité bêta. Cette hypothèse a été supportée par les résultats du chapitre 5. Plus d'une centaine d'espèces ont disparu de la communauté de diatomées modernes, mais cette perte n'était pas visible avec l'indice de diversité alpha, puisqu'un remplacement d'espèces est survenu à l'échelle locale au cours de temps. Ce constat démontre l'importance de documenter les conditions de référence pour mieux apprécier les impacts de l'eutrophisation sur la biodiversité de ces écosystèmes et leur intégrité écologique. Enfin, la communauté écologique de référence permettra dorénavant de quantifier l'ampleur de l'eutrophisation des lacs, en mesurant la déviance de l'assemblage moderne de diatomées à l'assemblage de référence, et ce, dans le cadre de l'application du diagnostic MILQ.

Finalement, le chapitre 6 de la thèse décrit le nouveau diagnostic « MILQ » qui résulte des connaissances acquises au cours des chapitres précédents, grâce à la communauté de diatomées des lacs du Québec méridional étudiée. Cet outil est la première version d'un diagnostic biologique voué à évoluer et s'enrichir par son utilisation. Rappelons qu'aucun outil de ce genre n'existait en Amérique du Nord pour les milieux lacustres. MILQ démontre que l'utilisation de bioindicateurs permettait d'apprécier les changements non seulement au niveau pélagique, comme l'approche « classique » le permet, mais également au niveau des habitats benthiques. À l'aide des tests comparatifs entre l'abondance relative et l'autécologie des assemblages de diatomées de la communauté planctonique et benthique, il fut possible de documenter les changements survenus au cours du temps, et ce, en termes de représentativité d'habitat et d'états trophiques. Ainsi, nous proposons de coupler l'utilisation de MILQ aux indicateurs physico-chimiques « classiques » comme méthode de routine, pour établir l'évolution de l'état trophique et l'intégrité écologique des lacs du Québec méridional, donc leur bilan de santé. Cette combinaison apporterait non seulement un diagnostic trophique plus complet, mais elle permettrait également d'établir les conditions de référence des plans d'eau avant l'intensification des activités humaines sur le territoire. Ainsi, MILQ est en mesure de documenter l'ampleur des changements trophiques au cours du temps et permet d'établir des objectifs de rétablissement réalistes à atteindre.

La composition de MILQ combine plusieurs techniques et méthodes d'analyse, ce qui en fait une méthode de diagnostic biologique novatrice. Conséquemment, nous démontrons que le mariage de techniques provenant tant du domaine de la paléolimnologie, que de celui de la biosurveillance, s'avère heureux et avantageux pour l'avancement des connaissances pour la gestion des écosystèmes aquatiques. Dans une perspective nationale, MILQ fournit une base pionnière pour la caractérisation de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Québec en s'appuyant sur les diatomées.

7.2 Travaux futurs

L'utilisation routinière de MILQ requiert encore du travail pour mettre en place une démarche systématique pour les utilisateurs. Pour ce faire, nous désirons publier une flore de diatomées lacustres des lacs tempérés du Québec et programmer une démarche d'application de MILQ dans le logiciel R. De plus, nous proposons une amélioration méthodologique concernant l'énumération des diatomées. Cette modification s'adresse à la méthode de comptage usuelle et vise à diminuer l'effet du biais pouvant être engendré par la présence de nombreuses chaînes de cellules dans certains échantillons. Le nombre d'espèces répertorié dans un échantillon comportant davantage de chaînes de cellules peut faire en sorte de diminuer le nombre d'espèces identifiées dans un échantillon et ainsi biaiser, entre autres, l'estimation de la diversité spécifique d'un assemblage par rapport aux autres échantillons d'une base de données. Ainsi, nous aimerions démontrer et proposer, dans le cadre de travaux futurs, l'avantage que peut apporter le fait de compter un nombre x d'«ensemble de valves», plutôt qu'un nombre x de valves de diatomées, pour l'analyse et l'interprétation des résultats. Concrètement, une chaîne de trois frustules du taxon *Aulacoseira ambigua* serait considérée comme un « ensemble » composé de six valves. De manière à proposer une nouvelle procédure méthodologique, nous devons poursuivre nos efforts pour démontrer scientifiquement le bienfait d'appliquer cette modification de procédure dans le but d'améliorer l'estimation des paramètres normalement utilisés en paléolimnologie (ex. diversité spécifique, ratio benthique/planctonique, etc.).

8 Annexes

Annexe 1 – Valeurs des paramètres de MILQ pour chacun des lacs à l'étude

Tableau : Résultats reliés à chacun des paramètres du diagnostic de MILQ pour l'ensemble des lacs de l'étude.

Lac (acronyme)	Paramètre											
	1	2	3	4		5		6	7			
	Catégorie de lac basée sur les diatomées	Distance entre l'assemblage fossile et moderne	PT inféré (± 2 µg.L-1)	Classification trophique en fonction du PT inféré (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014)	Reclassification trophique <i>a posteriori</i> (Chapitre 3)	†Diversité de Hill	Pourcentage de valves Planctonique / Benthique	Nombre de taxa Planctonique / Benthique	Présence de <i>Asterionella</i> <i>formosa</i> en abondance relative	Indice benthique Hofmann (1999) (nombre de taxa utilisés)		
	$((x_1-x_2)^2+(y_1-y_2)^2)^{1/2}$			Classe	Δ	Classe	Δ	N2				
Lacs naturellement dominés par des taxa de conditions acides (#1 et I - 2) ou circumneutres (#2 et #3)												
MONTAU_F	3		1	ultra-oligo.	0	NA	1	11	53 / 47	6 / 22	0%	1,70 (3) ‡
MONTAU_S	I - 1	0,09	2	ultra-oligo.		oligotrophe		19	60 / 40	9 / 30	6%	2,03 (6) ‡
PDM_F	2		3	ultra-oligo.	0	NA	2	39	47 / 53	12 / 52	0%	2,19 (20)
PDM_S	I - 1	0,25	3	ultra-oligo.		oligo-méso.		25	60 / 40	10 / 38	7%	1,94 (11)
POINTU_F	3		2			NA		14	63 / 37	9 / 19		
POINTU_F_duplicata	3	0,04	1	ultra-oligo.	0	NA	0	11	60 / 40	9 / 16	0%	1,5 (6) ‡
POINTU_S	I - 1	0,16	1	ultra-oligo.		ultra-oligo.		16	65 / 35	10 / 24	1%	1,5 (4) ‡
TRACY_F	3		0	ultra-oligo.	0	NA	1	24	58 / 42	10 / 35	2%	3,19 (6) ‡
TRACY_S	I - 1	0,34	0	ultra-oligo.		oligotrophe		12	78 / 22	6 / 19	19%	3,14 (7) ‡
						Moyenne fossile:		20				
						Moyenne moderne:		18				
CROCHE_F	1		3	ultra-oligo.	0	NA	2	30	72 / 28	12 / 36	0%	1,52 (9) ‡
CROCHE_S	I - 2	0,26	3	ultra-oligo.		oligo-méso.		39	69 / 31	15 / 49	2%	2,32 (15)
DPILES_F	1		3	ultra-oligo.	0	NA	1	34	59 / 41	9 / 43	0%	2,06 (13)
DPILES_S	I - 2	0,26	2	ultra-oligo.		oligotrophe		40	57 / 43	16 / 43	6%	2,55 (13)
PLAISAN_F	1		4	oligotrophe	-1	NA	0	17	78 / 22	7 / 33	< 1%	1,62 (11)
PLAISAN_S	I - 2	0,32	3	ultra-oligo.		oligotrophe		38	65 / 35	8 / 59	28%	2,27 (17)
HEBERT_F	1		5			NA		33	59 / 41	6 / 47		2,89 (16)
HEBERT_F_duplicata	1	0,07	4	oligotrophe	0	NA	1	33	55 / 45	8 / 43	1%	2,63 (18)
HEBERT_S	I - 2	0,07	5	oligotrophe		oligo-méso.		58	41 / 59	15 / 68	8%	2,17 (26)
SIMON_F	1		2	ultra-oligo.	0	NA	1	26	68 / 32	7 / 36	0%	1,80 (15)
SIMON_S	I - 2	0,21	2	ultra-oligo.		oligotrophe		56	41 / 59	14 / 64	2%	1,52 (15)
TPL_F	1		4	oligotrophe	0	NA	1	45	30 / 70	8 / 57	0%	2,24 (16)
TPL_S	I - 2	0,03	4	oligotrophe		oligo-méso.		48	26 / 74	7 / 63	0%	1,83 (18)
						Moyenne fossile:		31				
						Moyenne moderne:		47				

Tableau (suite 1)

Lac (acronyme)	Paramètre											
	1	2	3	4		5		6	7			
	Catégorie de lac basée sur les diatomées	Distance entre l'assemblage fossile et moderne	PT inféré (± 2 µg.L-1)	Classification trophique en fonction du PT inféré (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014)	Reclassification trophique <i>a posteriori</i> (Chapitre 3)	†Diversité de Hill	Pourcentage de valves Planctonique / Benthique	Nombre de taxa Planctonique / Benthique	Présence de <i>Asterionella formosa</i> en abondance relative	Indice benthique Hofmann (1999) (nombre de taxa utilisés)		
		$((x_1-x_2)^2 + (y_1-y_2)^2)^{1/2}$		Classe	Δ	Classe	Δ	N 2				
Lacs naturellement dominés par des taxa de conditions acides (#1) ou circumneutres (#2 et #3)												
OUARO_F	2		3	ultra-oligo.	1	NA	2	43	53 / 47	12 / 52	0%	2,36 (17)
OUARO_S	I - 3.1	0,33	5	oligotrophe		oligo-méso.		30	59 / 41	9 / 41	5%	1,77 (8) ‡
AYLMER_F	2		7	oligotrophe	0	NA	1	47	43 / 57	10 / 59	0%	3,21 (17)
AYLMER_S	I - 3.2	0,53	9	oligo-méso.		oligo-méso.		24	74 / 26	14 / 31	6%	4,39 (11)
BROMPT_F	2		5	oligotrophe	1	NA	1	30	66 / 34	12 / 40	0%	2,97 (10)
BROMPT_S	I - 3.2	0,34	7	oligo-méso.		oligo-méso.		28	50 / 50	13 / 33	6%	3,66 (9) ‡
STFRANC_F	2		6	oligotrophe	0	NA	1	26	72 / 28	11 / 34	0%	3,67 (7) ‡
STFRANC_S	I - 3.2	0,27	6	oligotrophe		oligo-méso.		15	78 / 22	10 / 18	7%	4,70 (5) ‡
						Moyenne fossile:		37				
						Moyenne moderne:		24				
DLACHIG_F	2		4	ultra-oligo.	0	NA	2	22	71 / 29	9 / 30	< 1%	2,76 (9) ‡
DLACHIG_S	I - 3.3	0,38	4	ultra-oligo.		oligo-méso.		29	64 / 36	13 / 34	11%	2,59 (9) ‡
DUHAM_F	3		4	oligotrophe	-1	NA	0	33	56 / 44	8 / 46	< 1%	1,92 (9) ‡
DUHAM_S	I - 3.3	0,09	3	ultra-oligo.		oligotrophe		30	43 / 57	9 / 45	7%	2,04 (11)
LONGC_F	2		8	oligotrophe	1	NA	1	33	54 / 46	8 / 49	< 2%	3,26 (14)
LONGC_S	I - 3.3	0,28	8	oligo-méso.		oligo-méso.		27	63 / 37	10 / 40	21%	3,08 (9) ‡
LOVE_F	2		5	oligotrophe	1	NA	3	41	61 / 39	12 / 52	0%	2,90 (14)
LOVE_S	I - 3.3	0,73	10	oligo-méso.		méso-eutrophe		32	77 / 23	16 / 38	12%	3,60 (13)
ARAIGNE_F	1		7	oligotrophe	0	NA	1	25	71 / 29	10 / 30	0%	1,71 (7) ‡
ARAIGNE_S	I - 3.3	0,29	6	oligotrophe		oligo-méso.		25	79 / 21	12 / 31	7%	1,68 (14)
						Moyenne fossile:		31				
						Moyenne moderne:		29				
BILL_F	2		10	oligo-méso.	1	NA	3	21	57 / 43	9 / 32	0%	4,38 (6) ‡
BILL_S	I - 3.4	0,53	15	mésotrophe		eutrophe/hyper.		25	62 / 38	10 / 32	22%	3,37 (10)

Tableau (suite 2)

Lac (acronyme)	Paramètre											
	1	2	3	4		5		6	7			
	Catégorie de lac basée sur les diatomées	Distance entre l'assemblage fossile et moderne $((x_1-x_2)^2+(y_1-y_2)^2)^{1/2}$	PT inféré ($\pm 2 \mu\text{g.L}^{-1}$)	Classification trophique en fonction du PT inféré (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014) Classe	Δ	Reclassification trophique <i>a posteriori</i> (Chapitre 3) Classe	Δ	†Diversité de Hill N 2	Pourcentage de valves Planctonique / Benthique	Nombre de taxa Planctonique / Benthique	Présence de <i>Asterionella</i> <i>formosa</i> en abondance relative	Indice benthique Hofmann (1999) (nombre de taxa utilisés)
Lacs naturellement alcalins (#4)												
MASSAW_F	4		11	oligo-méso	1	NA	0	21	49 / 51	10 / 29	< 1%	4,48 (6) ‡
MASSAW_S	II - 1	0,33	19	mésotrophe		oligo-méso.		14	64 / 36	9 / 22	4%	4,30 (6) ‡
NAIRN_F	4		8	oligotrophe	2	NA	3	18	79 / 21	9 / 25	0%	2,28 (8) ‡
NAIRN_S	II - 1	0,40	§ 15	mésotrophe		méso-eutrophe		12	82 / 18	6 / 17	7%	4,32 (5) ‡
						Moyenne fossile:		20				
						Moyenne moderne:		13				
FITCH_F	4		10	oligo-méso	0	NA	0	23	83 / 17	15 / 26	< 2%	4,04 (6) ‡
FITCH_S	II - 2	0,39	13	oligo-méso		oligo-méso.		7	97 / 3	12 / 4	< 1%	4,30 (1) ‡ †
MANDEV_F	4		16	mésotrophe		NA		20	82 / 18	13 / 30	0%	3,54 (10)
MANDEV_F_duplicata	4	0,17	17		1	NA	2	13	83 / 17	8 / 22	0%	2,70 (6) ‡
MANDEV_S	II - 2	0,53	21	méso-eutrophe		eutrophe/hyper.		19	89 / 11	9 / 9	3%	3,50 (5) ‡
Passage d'un assemblage fossile dominé par des taxa planctoniques vers un assemblage moderne dominé par des taxa benthiques												
STAUGUS_F	4		11	oligo-méso	3	NA	3	29	71 / 29	11 / 42	0%	3,19 (16)
STAUGUS_S	III - 2	0,45	79	eutrophe		eutrophe/hyper.		22	43 / 57	8 / 32	21%	4,52 (10)
						Moyenne fossile:		21				
						Moyenne moderne:		16				

§ Mauvaise correspondance avec la concentration moyenne des valeurs de PT mesurées

* Plus de 5% de taxa saprobiques ou des taxa répertoriés sous des conditions hypereutrophes

** Plus de 10% de taxa saprobiques ou des taxa répertoriés sous des conditions hypereutrophes

*** Plus de 25% de taxa de taxa saprobiques ou répertoriés sous des conditions hypereutrophes

† Plus de 50% de taxa de taxa saprobiques ou de conditions répertoriés sous des conditions hypereutrophes; plan d'eau ayant surpassé l'hypertrophie (Hofmann 1999)

‡ Moins de 10 taxa ont été utilisés pour le calcul de cet indice; résultats moins fiable (Hofmann 1999)

Tableau (suite 3)

Lac (acronyme)	Paramètre											
	1	2	3	4		5		6	7			
	Catégorie de lac basée sur les diatomées	Distance entre l'assemblage fossile et moderne $((x_1-x_2)^2+(y_1-y_2)^2)^{1/2}$	PT inféré ($\pm 2 \mu\text{g.L}^{-1}$)	Classification trophique en fonction du PT inféré (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014) Classe	Reclassification trophique <i>a posteriori</i> (Chapitre 3) Classe	†Diversité de Hill N2	Pourcentage de valves Planctonique / Benthique	Nombre de taxa Planctonique / Benthique	Présence de <i>Asterionella</i> <i>formosa</i> en abondance relative	Indice benthique Hofmann (1999) (nombre de taxa utilisés)		
Lacs naturellement dominés par des taxa benthiques (#5)												
BAXTER_F	5		13	oligo-mésotrophe	NA	47	4 / 96	5 / 60	0%	2,54 (19)		
BAXTER_S	III - 1.1	0,19	19	mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	32	6 / 94	8 / 44	< 1%	2,61 (11)		
BEAUCH_F	5		9	oligo-mésotrophe	NA	21	26 / 74	10 / 27	< 1%	1,87 (6) ‡		
BEAUCH_S	III - 1.2	0,15	9	oligo-mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	17	28 / 72	10 / 19	0,07	2,37 (5) ‡		
CANAR_F	5		13	mésotrophe	NA	40	9 / 91	6 / 53	0%	1,58 (10)		
CANAR_S	III - 1.1	0,12	15	mésotrophe	eutrophe/hyper.	46	17 / 83	9 / 61	< 2%	2,29 (15)**		
EMALBAI_F	5		9	oligo-mésotrophe	NA	28	24 / 76	5 / 42	0%	3,26 (14)		
EMALBAI_S	III - 1.1	0,28	10	oligo-mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	20	18 / 82	8 / 32	0%	1,57 (8) ‡		
RAMUS_F	5		12	oligo-mésotrophe	NA	40	14 / 86	9 / 52	0%	2,55 (13)		
RAMUS_S	III - 1.2	0,08	12	oligo-mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	26	20 / 80	6 / 42	2%	2,01 (14)		
STGEORGE_F	5		17	mésotrophe	NA	22	29 / 71	10 / 27	0%	3,00 (5) ‡		
STGEORGE_S	III - 1.1	0,35	13	mésotrophe	eutrophe/hyper.	26	35 / 65	13 / 30	4%	3,16 (10)		
TOMCOD_F	5		18	mésotrophe	NA	18	39 / 61	11 / 22	0%	1,79 (2) ‡		
TOMCOD_S	III - 1.2	0,41	70	eutrophe	hypereutrophe	18	41 / 59	7 / 25	4%	4,42 (3) ‡		
WATER_F	5		23	mésotrophe	NA	17	13 / 87	8 / 25	0%	1,69 (4) ‡		
WATER_S	III - 1.2	0,38	24	mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	11	19 / 81	7 / 15	0%	3,82 (3) ‡		
					Moyenne fossile:	29						
					Moyenne moderne III-1.1 :	31						
					Moyenne moderne III-1.2 :	18						
Lacs qui ont changé de catégorie sous l'influence des activités humaines												
AGRELOT_F	1		7	oligotrophe	NA	26	67 / 33	9 / 38	0%	1,83 (14)		
AGRELOT_S	III - 1.1	0,45	17	mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	49	28 / 72	11 / 59	1%	2,81 (17)		
* BOISSO_F	1		11	oligo-mésotrophe	NA	24	61 / 39	7 / 38	6%	4,20 (10)		
BOISSO_S	III - 2	0,34	14	mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	33	62 / 38	10 / 47	9%	3,45 (12)		
BOLDUC_F	1		6	oligotrophe	NA	47	51 / 49	10 / 61	0%	1,63 (13)		
BOLDUC_S	III - 1.1	0,09	13	mésotrophe	mésotrophe/eutrophe	51	22 / 78	11 / 64	< 2%	4,00 (23)*		
WILL_F	2		14	mésotrophe	NA	29	45 / 55	10 / 46	< 1%	4,05 (12)		
WILL_S	III - 2	0,30	53	eutrophe	mésotrophe/eutrophe	43	33 / 67	12 / 50	< 2%	4,44 (10)		
					Moyenne fossile:	32						
					Moyenne moderne:	44						

Tableau (suite 4)

Lac (acronyme)	Paramètre											
	1	2	3	4		5		6	7			
	Catégorie de lac basée sur les diatomées	Distance entre l'assemblage fossile et moderne	PT inféré (± 2 µg.L-1)	Classification trophique en fonction du PT inféré (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014)	Reclassification trophique <i>a posteriori</i> (Chapitre 3)	†Diversité de Hill	Pourcentage de valves Planctonique / Benthique	Nombre de taxa Planctonique / Benthique	Présence de <i>Asterionella</i> <i>formosa</i> en abondance relative	Indice benthique Hofmann (1999) (nombre de taxa utilisés)		
		$((x_1-x_2)^2+(y_1-y_2)^2)^{1/2}$		Classe	Δ	Classe	Δ	N2				
Lacs qui ont changé de catégorie sous l'influence des activités humaines												
Passage d'un assemblage fossile dominé par des taxa planctoniques circumneutres vers un assemblage moderne dominé par des taxa alcalinophiles												
DCHIC_F	2		7	oligotrophe	2	NA	3	40	58 / 42	12 / 50	< 1%	3,69 (11)
DCHIC_S	II - 1	0,94	15	mésotrophe		mésotrophe		20	70 / 30	12 / 25	0%	3,91 (7)‡
ROXTON_F	2		8	oligotrophe	3	NA	4	39	42 / 58	8 / 50	0%	2,29 (13)
ROXTON_S	II - 1	0,78	22	mésotrophe		eutrophe/hyper.		27	64 / 36	13 / 35	3%	3,32 (7)‡
						Moyenne fossile:		40				
						Moyenne moderne:		24				
Passage d'un assemblage fossile dominé par des taxa alcalinophiles vers un assemblage moderne dominé par des taxa planctoniques de milieux circumneutres												
BROMONT_F	4		13	mésotrophe	0	NA	1	30	56 / 44	14 / 35	< 1%	4,07 (12)
BROMONT_S	I - 3.3	0,14	12	mésotrophe		mésotrophe		28	48 / 52	9 / 37	15%	4,18 (12)
LONGL_F	4		7	oligotrophe	0	NA	1	19	77 / 23	10 / 24	1%	4,08 (5)‡
LONGL_S	I - 3.3	0,20	5	oligotrophe		oligo-mésotrophe		28	66 / 34	12 / 29	13%	3,86 (3)‡
						Moyenne fossile:		25				
						Moyenne moderne:		28				
Passage d'un assemblage fossile dominé par des taxa benthiques vers un assemblage moderne dominé par des taxa planctoniques de milieux circumneutres												
ALOURS_F	5		12	oligo-mésotrophe	-1	NA	2	29	22 / 78	14 / 38	0%	4,17 (9)‡
ALOURS_S	I - 3.3	0,54	9	oligotrophe		mésotrophe		38	53 / 57	15 / 46	12%	3,38 (15)
DROCHE_F	5		5	oligotrophe	0	NA	2	29	45 / 55	9 / 34	0%	1,68 (9)‡
DROCHE_S	I - 3.1	0,20	6	oligotrophe		oligo-mésotrophe		30	59 / 41	13 / 38	4%	2,14 (12)
DSIX_F	5		6	oligotrophe	0	NA	2	28	39 / 61	13 / 40	< 1%	2,38 (11)
DSIX_S	I - 3.3	0,51	5	oligotrophe		oligo-mésotrophe		16	75 / 25	12 / 17	0%	2,00 (2)‡
ENTOUR_F	5		13	oligo-mésotrophe		NA	-1	21	42 / 58	7 / 31	22%	3,74 (10)
ENTOUR_S	I - 3.4	0,16	8	oligotrophe	-1	oligotrophe		19	49 / 51	12 / 27	31%	4,23 (6)‡
MAGOG_F	5		21	mésotrophe	0	NA	1	35	29 / 71	10 / 44	0%	3,29 (15)
MAGOG_S	II - 1	0,66	15	mésotrophe		mésotrophe		27	60 / 40	11 / 31	3%	4,28 (6)‡
STCHARL_QC_F	5		9	oligo-mésotrophe	-1	NA	0	26	32 / 68	9 / 31	0%	1,98 (14)
STCHARL_QC_S	I - 3.1	0,21	7	oligotrophe		oligo-mésotrophe		26	30 / 70	12 / 34	3%	1,73 (9)‡
STJOS_F	5		8	oligotrophe	0	NA	1	36	43 / 57	10 / 45	< 1%	1,69 (8)‡
STJOS_S	I - 3.1	0,26	5	oligotrophe		oligo-mésotrophe		27	60 / 40	10 / 37	2%	2,22 (10)
						Moyenne fossile:		29				
						Moyenne moderne:		26				

Tableau (suite 5)

Lac (acronyme)	Paramètre											
	1	2	3	4		5		6	7			
	Catégorie de lac basée sur les diatomées	Distance entre l'assemblage fossile et moderne	PT inféré (± 2 µg.L-1)	Classification trophique en fonction du PT inféré (Chapitre 4; Tremblay et al. 2014)	Reclassification trophique <i>a posteriori</i> (Chapitre 3)	†Diversité de Hill	Pourcentage de valves Planctonique / Benthique	Nombre de taxa Planctonique / Benthique	Présence de <i>Asterionella</i> <i>formosa</i> en abondance relative	Indice benthique Hofmann (1999) (nombre de taxa utilisés)		
		$((x_1-x_2)^2+(y_1-y_2)^2)^{1/2}$		Classe	Δ	Classe	Δ	N 2				
Pas de conditions de référence — caractéristiques associé aux assemblages fossile (récente) et moderne												
BLEU_F	NA		76	eutrophe	1	NA	1	18	70 / 30	6 / 32	< 1%	4,69 (14) **
BLEU_S	III - 2	0,17	118	hypereutrophe		hypereutrophe		15	86 / 14	8 / 24	14%	4,68 (11)
BOIVIN_F	5		29	méso-eutrophe	1	NA	1	38	38 / 62	9 / 49	0%	4,49 (19)***
BOIVIN_S	III - 2	0,20	48	eutrophe		eutrophe/hyper.		41	9 / 91	11 / 52	< 1%	4,47 (15) *
CHOINI_F	NA		70	eutrophe	0	NA	0	18	84 / 16	10 / 25	9%	4,83 (7)‡ *
CHOINI_S	II - 2	0,36	39	eutrophe		méso-eutro./eutrophe		17	85 / 15	9 / 22	25%	4,92 (6)‡ *
						Moyenne fossile:		25				
						Moyenne moderne:		24				
Pas de conditions de référence — caractéristiques associé à l'assemblage moderne												
BROME_S	II - 2	NA	20	mésotrophe	NA	méso-eutro./eutrophe	NA	10	93 / 7	10 / 10	9%	4,61 (5)‡
DMAR_S	II - 2	NA	16	mésotrophe	NA	méso-eutrophe	NA	11	75 / 25	5 / 18	3%	4,58 (4)‡
MAILLE_S	III - 1.1	NA	14	mésotrophe	NA	méso-eutrophe	NA	31	10 / 90	7 / 40	0%	4,55 (10) *
MEMPH_S	II - 2	NA	11	mésotrophe	NA	oligo-méso.	NA	14	86 / 14	10 / 19	< 2%	4,58 (5)‡
STCHARL_BEL_S	III - 1.1	NA	§ 8	oligo-méso.	NA	hypereutrophe	NA	26	27 / 73	9 / 36	< 3%	2,20 (9)‡ *

§ Mauvaise correspondance avec la concentration moyenne des valeurs de PT mesurées

* Plus de 5% de taxa saprobiques ou des taxa répertoriés sous des conditions hypereutrophes

** Plus de 10% de taxa saprobiques ou des taxa répertoriés sous des conditions hypereutrophes

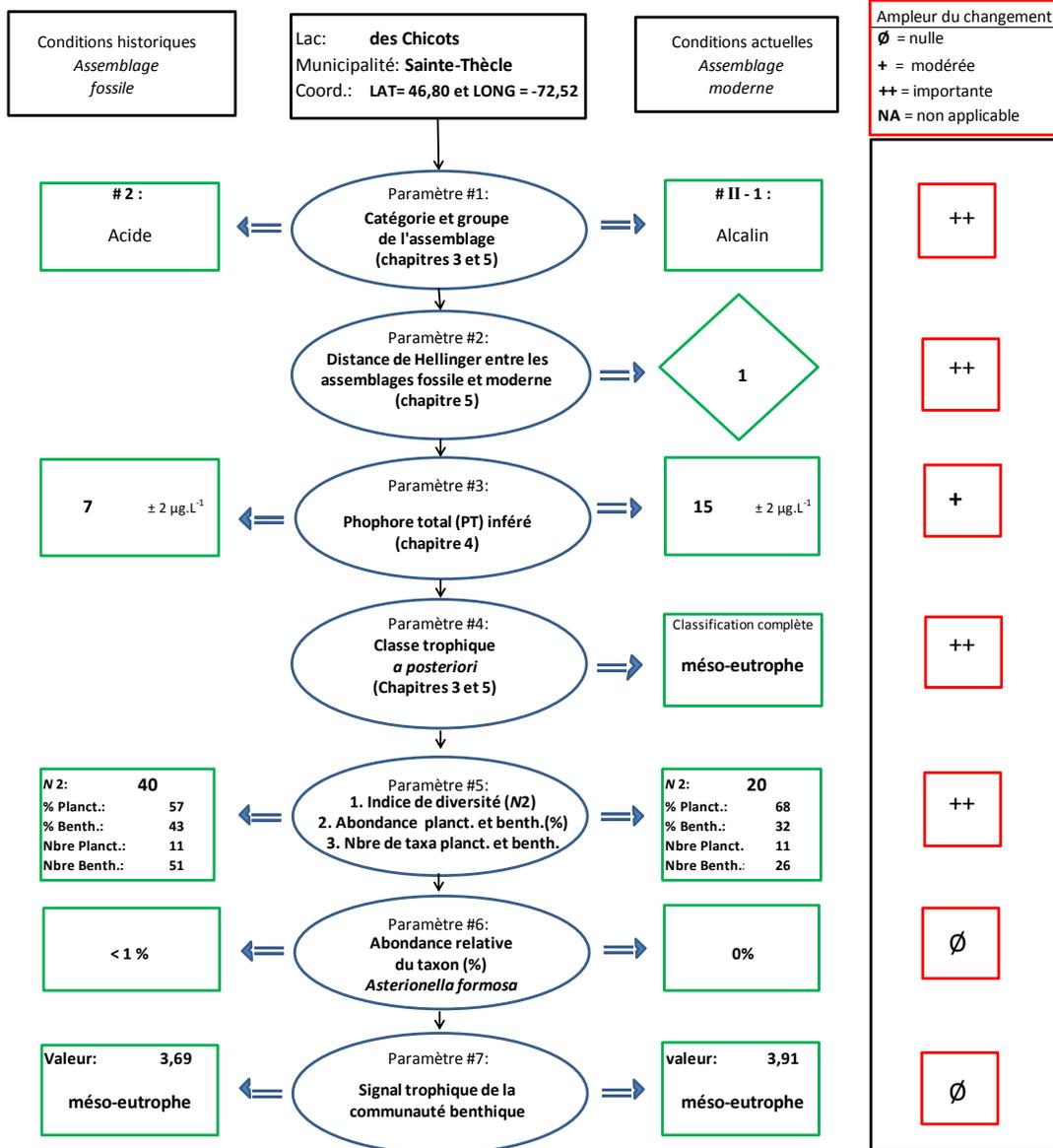
*** Plus de 25% de taxa de taxa saprobiques ou répertoriés sous des conditions hypereutrophes

† Plus de 50% de taxa de taxa saprobiques ou de conditions répertoriés sous des conditions hypereutrophes; plan d'eau ayant surpassé l'hypertrophie (Hofmann 1999)

‡ Moins de 10 taxa ont été utilisés pour le calcul de cet indice; résultats moins fiable (Hofmann 1999)

**Annexe 2 – Fiches de diagnostic basées sur
MILQ (Méthode pour évaluer l'Intégrité
écologique des Lacs tempérés du Québec)**

Diagnostic MILQ



Interprétation du diagnostic MILQ

Paramètres :

1. L'état de référence indique que le lac des Chicots était de type « **acide** » et il est actuellement de type « **alcalin** ». L'ampleur du changement est « **importante** ».

Explication : Ce lac est situé sur le Bouclier canadien et la principale roche constituante du socle rocheux est le gneiss. Il est tout à fait raisonnable d'obtenir des conditions acides dans les lacs non dégradés du Bouclier canadien. Ainsi, la pollution agricole du lac des Chicots fut tellement importante qu'il est passé d'un lac de conditions acides à un lac de conditions alcalines. Les valeurs d'alcalinité du lac des Chicots s'apparentent normalement à celles rencontrées dans les bassins versants situés sur les Basses-terres du Saint-Laurent.

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « **importante** ».

Explication : Le lac a changé de catégorie (ou type), une distance maximale de « 1 » lui a donc été automatiquement attribuée.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de 7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à l'état de référence « **oligotrophe** ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$, classant le lac « **mésotrophe** ». Ainsi, l'ampleur de l'enrichissement dans la zone pélagique est « **importante** ».

4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « **oligotrophe** » et l'état actuel « **mésotrophe** ».

5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de 40 à 20. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de 57/43 à 68/32. Le nombre de taxa planctoniques sur celui des taxa benthiques est passé de 11/51 à 11/26. Donc, le nombre de taxa planctoniques est **constant** entre le passé et la période actuelle et une **diminution** du nombre de taxa benthiques est observée, entre le passé et la période actuelle. Par contre, l'abondance relative des taxa planctoniques a augmenté.

Explication : Le changement important de la diversité spécifique est attribuable à la diminution très importante des espèces benthiques. Donc, les habitats benthiques ont subi de fortes pressions au cours du temps.

6. Le taxon *Asterionella formosa* fut répertorié dans l'assemblage fossile (< 1% en abondance relative) et n'a pas été répertorié dans l'assemblage moderne (0%).

Explication : Le fait d'avoir répertorié seulement quelques valves dans l'assemblage fossile montre que la disponibilité du phosphore était faible. Par contre, il est très surprenant de

ne pas avoir répertorié ce taxon dans l'assemblage moderne, puisque la concentration en PT dans la colonne d'eau est importante.

7. La valeur de l'indice benthique obtenu à l'aide de l'assemblage fossile est de 3,69 et 11 taxa ont été utilisés pour son calcul.

La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage moderne est de 3,91 et le calcul de l'indice a pris en compte 7 taxa.

Ainsi, la valeur de l'indice obtenue avec l'assemblage fossile est plus robuste que pour l'assemblage moderne. Les taxa benthiques du passé indiquent un état **méso-eutrophe** et l'assemblage moderne indique également un état **méso-eutrophe**.

Explications pour la combinaison des paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac des Chicots correspond au scénario #4, suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique complète = classe trophique basée sur l'indice benthique

Explication : La concentration de PT inférée peut être non représentative de l'état trophique du lac, et ce, pour deux principales raisons : 1) l'enrichissement n'est pas encore perceptible dans la zone pélagique, surtout si le lac possède un grand volume pélagique et 2) le phosphore est davantage compartimenté dans les habitats benthiques. Dans les deux cas, le paramètre #3 ne doit pas être déterminant pour l'établissement du diagnostic final.

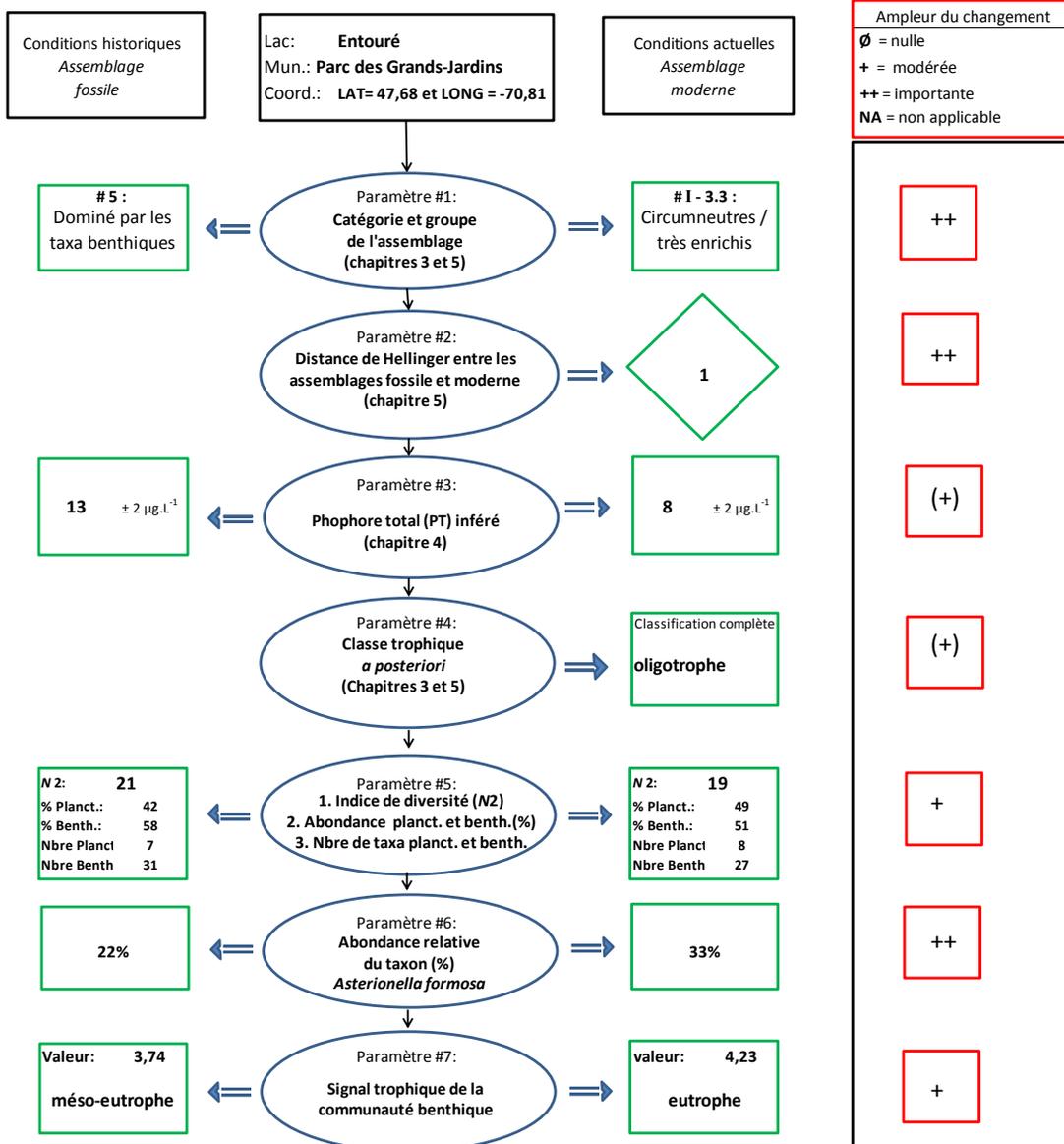
Conclusion

Le lac des Chicots était à l'origine un lac oligotrophe aux conditions comparables aux lacs non dégradés du Bouclier canadien. La communauté de diatomées moderne indique que le lac des Chicots est devenu alcalin et est actuellement **méso-eutrophe**. L'absence du taxon *Asterionella formosa* est peut-être une indication que le relargage du phosphore par les sédiments n'est pas un enjeu actuellement pour le lac des Chicots. Par ailleurs, une perte de diversité « drastique » au sein des taxa benthiques peut être la conséquence des facteurs suivants: une augmentation de turbidité qui fait « ombrage » aux habitats benthiques, une perte de diversité des herbiers aquatiques engendrée par la destruction de zones littorales ou par la venue d'espèces invasives qui crée à son tour une perte d'hétérogénéité des habitats benthiques pour les diatomées.

Recommandations

- ✓ **Diminuer les apports en phosphore (P) provenant du bassin versant**
- ✓ **Documenter l'usage des substances qui ont comme effet d'enrichir et d'alcaliniser la colonne d'eau (borates, carbonates, phosphates, silicates, hydroxydes)**
- ✓ **Éviter ou contrôler l'utilisation des substances alcalinisantes**
- ✓ **Protéger les zones littorales non dégradées**
- ✓ **Améliorer les zones littorales dégradées**

Diagnostic MILQ



Interprétation du diagnostic MILQ

Paramètres:

1. L'état de référence indique que le lac Entouré était de type « **benthique** » et il est actuellement de type « **circumneutre très enrichi** ». L'ampleur du changement est « **importante** ».

Explication : Le lac Entouré est situé sur le Bouclier canadien et le socle rocheux de son bassin versant est constitué d'une roche de type intermédiaire, sur laquelle s'assoit un dépôt meuble constitué de matériaux fluvio-glaciaires. D'autres lacs de ce secteur ont été étudiés et la plupart d'entre eux montrent un pH circumneutre, comme le lac Entouré, mais l'un est plutôt acide.

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « **importante** ».

Explication : Le lac a changé de catégorie (ou type), une distance maximale de « 1 » lui a donc été automatiquement attribuée.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de **13** $\mu\text{g.L}^{-1}$; ce qui correspond à un état « **oligo-mésotrophe** ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de **8** $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à un état « **oligo-mésotrophe** » également. Ainsi, l'ampleur des changements dans la zone pélagique est considérée « **nulle** ».

4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « **oligo-mésotrophe** » et l'état actuel « **oligo-mésotrophe** ».

5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de **21** à **19**. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de **42/58** à **49/51**. Le nombre de taxa planctoniques sur le nombre de taxa benthiques est passé de **7/31** à **7/27**. Donc, il y a **constance** du nombre de taxa planctoniques entre le passé et la période actuelle et il y a **constance** du nombre de taxa benthiques. Par contre, l'abondance relative des taxa planctoniques a légèrement augmenté.

Explication : Aucun changement important en regard de la diversité spécifique n'est survenu. Le changement de catégorie du lac est uniquement attribuable à l'accroissement de l'abondance relative des taxa planctoniques.

6. Le taxon *Asterionella formosa* fut répertorié dans l'assemblage fossile (22% en abondance relative) et a augmenté dans l'assemblage moderne (33 %).

Explication : Le fait d'avoir répertorié ce taxon tant dans l'assemblage fossile que moderne indique une disponibilité importante de phosphore dans la colonne d'eau. Selon

l'abondance relative de ce taxon, la colonne d'eau se serait enrichie en P, plutôt que s'appauvrir comme l'indique le PT inféré.

7. La valeur de l'indice benthique, obtenue à l'aide de l'assemblage fossile, est de **3,74** et **10** taxa ont été utilisés pour son calcul. La valeur de l'indice benthique obtenu à l'aide de l'assemblage moderne est de **4,23** et le calcul de l'indice a pris en compte **6** taxa. Ainsi, la valeur de l'indice obtenue avec l'assemblage fossile est plus robuste qu'avec l'assemblage moderne.

Explications pour les paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac Entouré correspond au scénario #8 qui est le suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée > Classe trophique complète < Classe trophique basée sur indice benthique

Explication : Le lac Entouré est un lac dont la colonne d'eau est extrêmement claire et de couleur « turquoise » plutôt que de couleur « thé ». Cette caractéristique particulière est attribuable au fait que le lac montre une très faible concentration en carbone organique dissous. Ainsi, la classification trophique prenant en compte la transparence de la colonne d'eau peut faire en sorte d'estimer l'état trophique du lac Entouré à la baisse. Ainsi, le paramètre #4 ne doit pas être déterminant pour le diagnostic final.

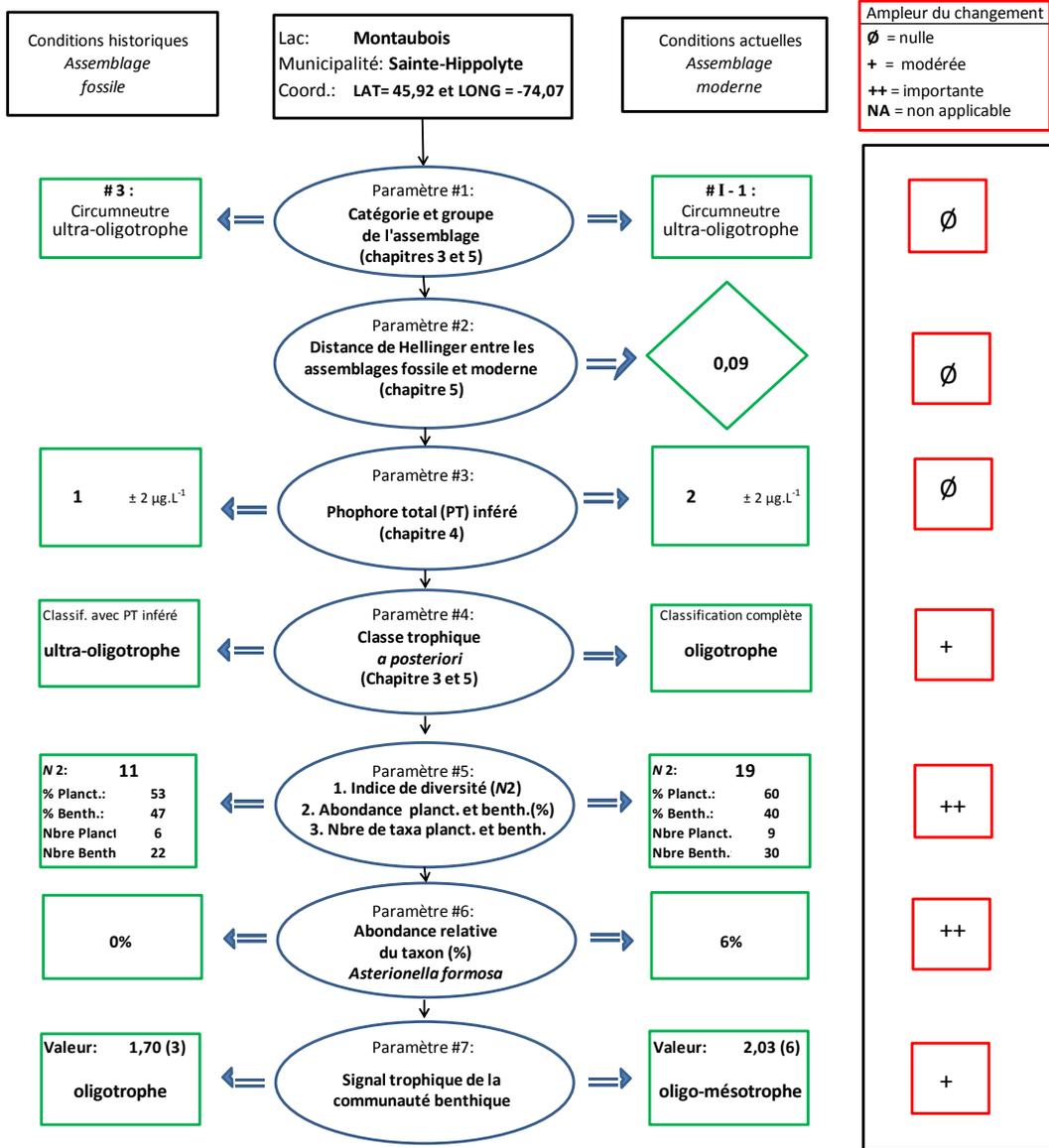
Conclusion

L'état de référence du lac Entouré était méso-eutrophe et il est toujours classé méso-eutrophe. Par contre, l'abondance relative des taxa planctoniques est plus élevée actuellement que par le passé et cet accroissement est principalement attribuable à l'augmentation de l'abondance relative du taxon *Asterionella formosa*. Ce résultat pourrait s'expliquer par une source ponctuelle de phosphore provenant des sédiments en période d'anoxie et ce phosphate serait remis en circulation dans la colonne d'eau lors des brassages saisonniers.

Recommandations

- ✓ **Prévenir un accroissement du phosphore provenant du bassin versant.**
- ✓ **Vérifier si une source de phosphore provient effectivement des sédiments de l'hypolimnion.**

Diagnostic MILQ



Interprétation du diagnostic MILQ

1. L'état de référence indique que le lac Montaubois était de type « circumneutre ultra-oligotrophe » et il est actuellement de type « circumneutre ultra-oligotrophe ». L'ampleur du changement est « nulle ».

Explication : Le lac Montaubois est situé sur le Bouclier canadien et le socle rocheux de son bassin versant est constitué d'une roche de type mafique, sur laquelle s'assoit un dépôt meuble constitué de till. C'est un lac profond et l'occupation de son bassin versant est modérée.

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « nulle ».

Explication : La distance est sous le 1^{er} quartile de la distance maximale pour ce type de lac.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (± 2), ce qui correspond à un état « ultra-oligotrophe ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de 2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (± 2), ce qui correspond à un état « oligotrophe ». L'ampleur des changements dans la zone pélagique est considérée « modérée ».
4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « ultra-oligotrophe » et l'état actuel « oligotrophe ».
5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de 11 à 19. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de 53/47 à 60/40. Le nombre de taxa planctoniques sur celui des taxa benthiques est passé de 6/22 à 9/30. Il y a donc **augmentation** du nombre de taxa planctoniques entre le passé et la période actuelle et il y a **augmentation** du nombre de taxa benthiques. L'abondance relative des taxa planctoniques a augmenté légèrement.

Explication : La diversité spécifique a augmenté. Ce changement est attribuable à l'accroissement des taxa planctoniques et benthiques.

6. Le taxon *Asterionella formosa* **n'a pas été répertorié** dans l'assemblage fossile (0% en abondance relative) et **a été répertorié** dans l'assemblage moderne (6% en abondance relative).

Explication : Le fait d'avoir répertorié ce taxon dans l'assemblage moderne indique un enrichissement en phosphore dans la colonne d'eau.

7. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage fossile est de 1,70 et 3 taxa ont été utilisés pour son calcul. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage moderne est de 2,03 et le calcul de l'indice a pris en compte 6 taxa. Ainsi, les valeurs de l'indice

obtenues avec les assemblages fossile et moderne ne sont pas robustes. Ce paramètre doit être interprété avec prudence.

Explications pour les paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac Montaubois correspond au scénario #6 qui est le suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique complète < Classe trophique basée sur indice benthique

Explication : La concentration de PT inférée peut être non représentative de l'état trophique d'un lac pour deux principales raisons :1) l'enrichissement n'est pas encore perceptible dans la zone pélagique, surtout si le lac possède un grand volume pélagique et 2) le phosphore est davantage compartimenté dans les habitats benthiques. Dans les deux cas, le paramètre #3 ne doit pas être déterminant pour le diagnostic final. Les habitats benthiques subissent un enrichissement plus important que l'habitat pélagique.

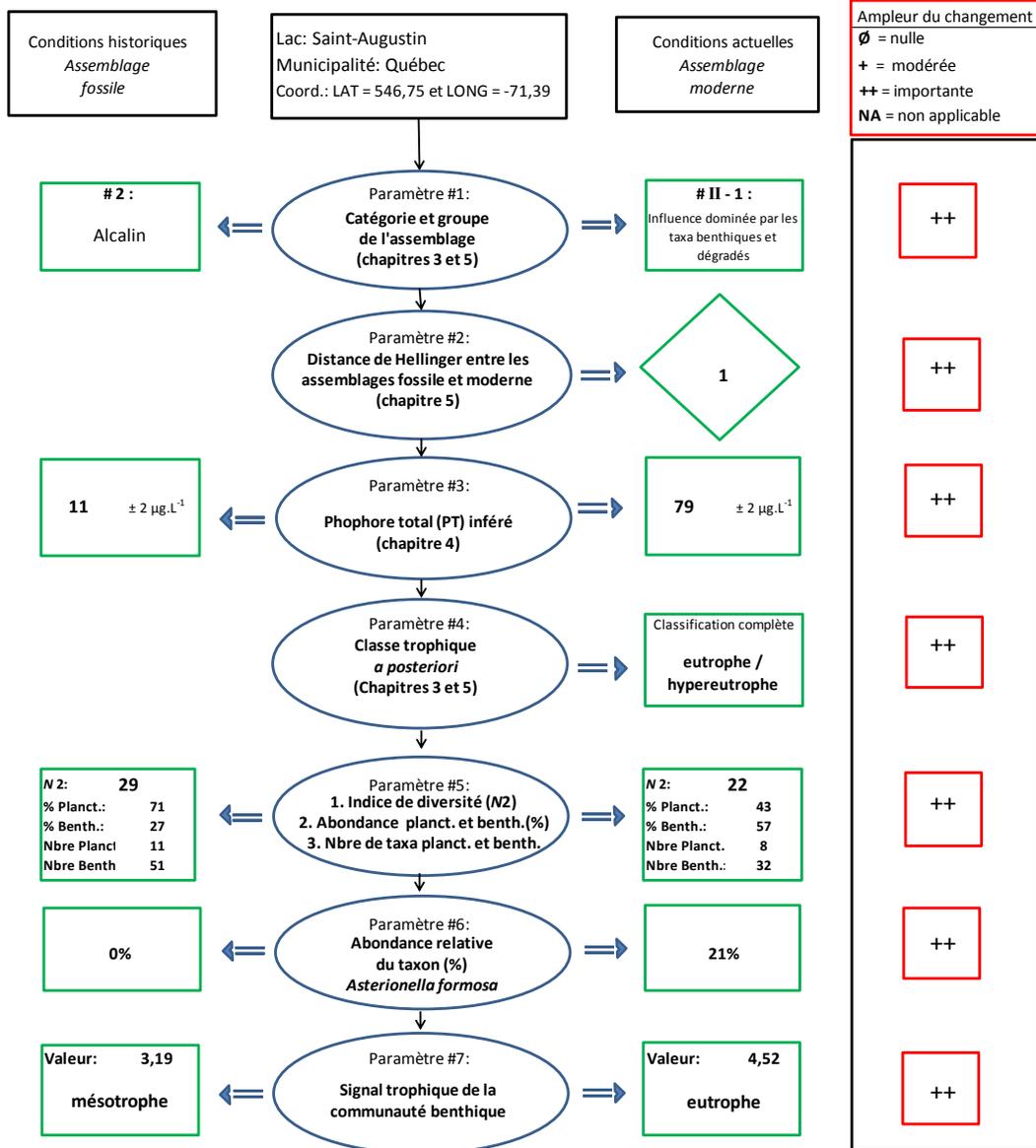
Conclusion

L'état de référence du lac Montaubois était ultra-oligotrophe et il est maintenant classé **oligotrophe**. Par contre, l'abondance relative des taxa planctoniques est plus élevée actuellement que par le passé et cet accroissement est principalement attribuable à l'augmentation du taxon *Asterionella formosa*. Ce résultat pourrait s'expliquer par une source ponctuelle de phosphore provenant des sédiments en période d'anoxie ou encore de source ponctuelle provenant du bassin versant, comme des installations septiques à proximité des rives. Le lac Montaubois est un lac profond, il ne faut donc pas attendre de voir un accroissement important de la concentration en phosphore dans la colonne d'eau, avant d'agir pour prévenir l'eutrophisation anthropique. Les indications actuelles sont un avertissement sérieux, il y a enrichissement du lac en phosphore.

Recommandations

- ✓ **Prévenir un accroissement du phosphore provenant du bassin versant (les installations septiques pourraient être une source importante, même si elles sont conformes au règlement Q2.R22).**
- ✓ **Vérifier si une source de phosphore provient des sédiments situés dans l'hypolimnion.**
- ✓ **Prévenir la dégradation des habitats en zones littorales.**
- ✓ **Protéger les bandes riveraines.**

Diagnostic MILQ



Interprétation du diagnostic MILQ Paramètres :

1. L'état de référence indique que le lac Saint-Augustin était de type « alcalin » et il est actuellement de type « benthique ». L'ampleur du changement est « importante ».

Explication : Ce lac est situé sur les Basses-terres du Saint-Laurent et la principale roche le constituant est d'origine sédimentaire, soit de la roche carbonatée. Les lacs non dégradés situés sur ce type de roche présentent normalement des concentrations en phosphore plus élevées que les lacs acides et non dégradés du Bouclier canadien (Chapitre 5). Toutefois, la pollution, d'abord d'origine agricole et ensuite d'origine urbaine, a entraîné un accroissement fulgurant du phosphore dans la colonne d'eau de ce lac. Il est parmi les lacs urbains les plus dégradés de notre série de lacs.

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « importante ».

Explication : Le lac a changé de catégorie (ou type), une distance maximale de « 1 » lui a donc été automatiquement attribuée.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de 11 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à l'état « oligo-mésotrophe ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de 79 $\mu\text{g.L}^{-1}$, classant le lac « eutrophe ». Ainsi, l'ampleur de l'enrichissement dans la zone pélagique est « importante ».
4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « oligo-mésotrophe » et l'état actuel « eutrophe à hypereutrophe ».

5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de 29 à 22. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de 71/29 à 43/57. Le nombre de taxa planctoniques sur celui des taxa benthiques est passé de 11/42 à 8/32. Donc, le nombre de taxa planctoniques a diminué entre le passé et la période actuelle et il y a augmentation du nombre de taxa benthiques, entre le passé et la période actuelle. L'abondance relative des taxa planctoniques a diminué.

Explication : Le changement important de la diversité spécifique est attribuable à la diminution des espèces planctoniques et également à l'augmentation importante des espèces benthiques. Ainsi, la biomasse de diatomées benthiques a pris de l'ampleur au détriment de la biomasse de diatomées planctoniques. La prolifération récurrente des cyanobactéries pourrait expliquer la diminution du nombre et de l'abondance relative des diatomées dans la colonne d'eau.

6. Le taxon *Asterionella formosa* était absent dans l'assemblage fossile (0% en abondance relative) et a été répertorié dans l'assemblage moderne (21%).

Explication : L'apparition du taxon *Asterionella formosa* dans l'assemblage moderne est associée à un enrichissement en P de la colonne d'eau du lac.

7. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage fossile est de 3,19 et 16 taxa ont été utilisés pour son calcul.

La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage moderne est de 4,52 et le calcul de l'indice a pris en compte 10 taxa.

Ainsi, les valeurs de l'indice obtenues avec les assemblages fossile et moderne sont robustes. Les taxa benthiques du passé indiquent un état **mésotrophe** et l'assemblage moderne indique un état supérieur à la cote **eutrophe** de l'indice.

Explications pour la combinaison des paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac Saint-Augustin correspond au scénario #4 qui est le suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique complète = Classe trophique basée sur l'indice benthique

Explication : La concentration de PT inféré peut être non représentative de l'état trophique global d'un lac pour deux principales raisons :1) l'enrichissement n'est pas encore perceptible dans la zone pélagique, surtout si le lac possède un grand volume pélagique et 2) le phosphore est davantage compartimenté dans les habitats benthiques pour les diatomées. Dans les deux cas, le paramètre #3 ne doit pas être déterminant pour le diagnostic final.

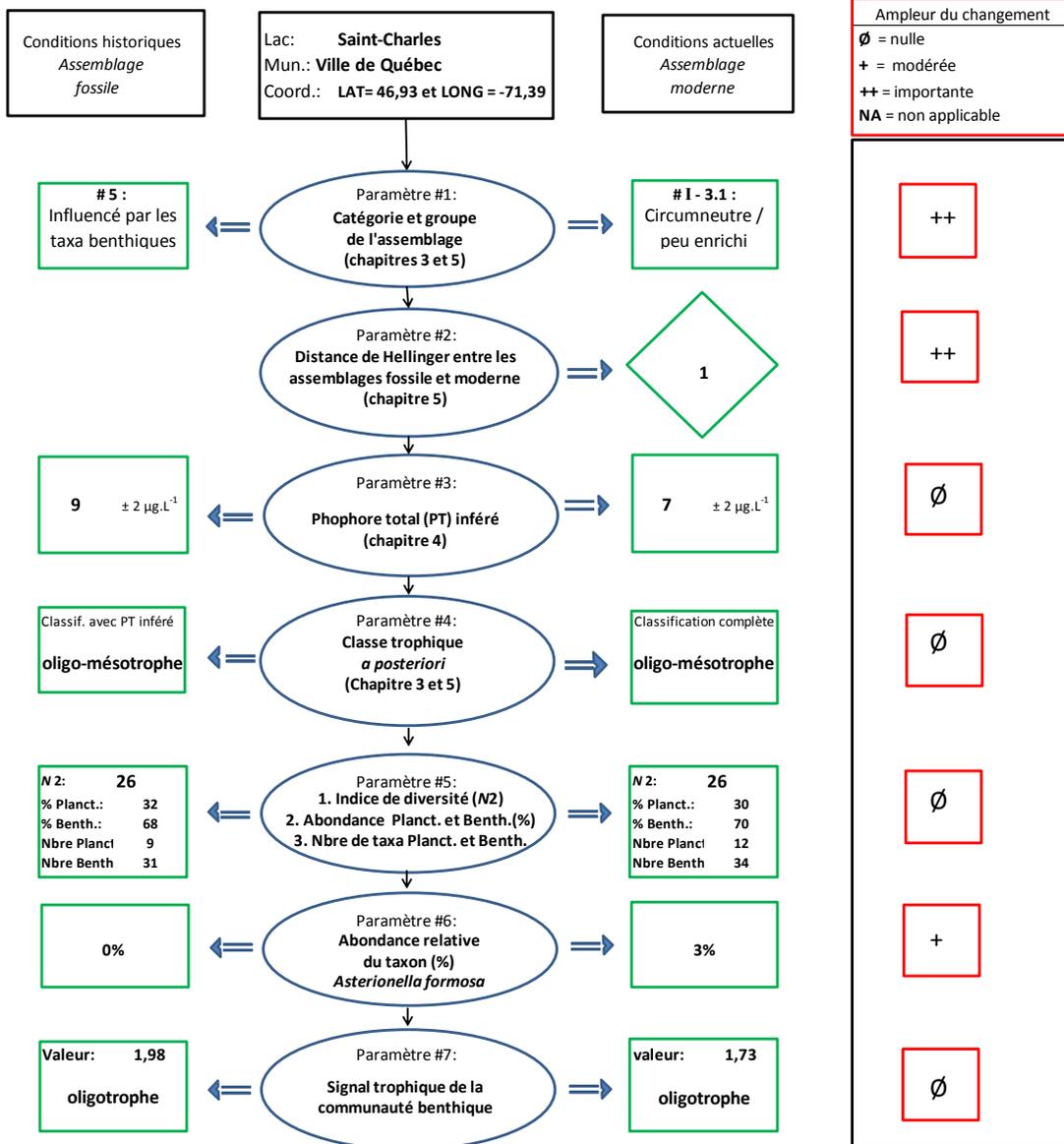
Conclusion

Le lac Saint-Augustin était à l'origine un lac **oligo-mésotrophe**, de conditions comparables aux conditions de référence des lacs peu profonds situés sur des roches sédimentaires (chapitre 5). La communauté de diatomées modernes indique que le lac Saint-Augustin est maintenant **hypereutrophe**. L'apparition du taxon *Asterionella formosa* est associée à l'enrichissement du lac en nutriments et peut aussi être une indication que des apports ponctuels, comme le relargage du phosphore par les sédiments, est un enjeu pour le lac. Par ailleurs, la perte de diversité au sein des taxa planctoniques est probablement associée à la prolifération des cyanobactéries. L'abondance relative des taxa benthiques est plus importante actuellement, que jadis, mais la diversité a chuté; un symptôme d'un accroissement de la biomasse dans les zones littorales, mais d'une détérioration de la qualité de l'écosystème.

Recommandations

- ✓ **Diminuer les apports en phosphore (P) et d'azote (N) provenant du bassin versant.**
- ✓ **Documenter les activités qui ont comme effet d'enrichir la colonne d'eau en phosphore et azote.**
- ✓ **Diminuer les apports d'eau de ruissellement chargée de sels et de métaux provenant des routes et de l'autoroute (accroît la conductivité et diminue la biodiversité).**
- ✓ **Éliminer les sources d'érosion afin de réduire l'envasement du bassin lacustre.**
- ✓ **Protéger les zones littorales non dégradées.**
- ✓ **Améliorer les zones littorales dégradées.**
- ✓ **Restaurer les bandes riveraines.**

Diagnostic MILQ



Interprétation du diagnostic MILQ

Paramètres :

1. L'état de référence indique que le lac Saint-Charles (QC) était de type « benthique » et il est actuellement de type « circumneutre enrichi ». L'ampleur du changement est « importante ». **Explication :** Le niveau du lac Saint-Charles a été rehaussé lors de la construction d'un barrage en 1934. Il est raisonnable de croire que c'est l'un des facteurs qui a engendré une modification entre la zone pélagique et les habitats benthiques apportant des conditions propices à un changement de catégorie du lac. Les lacs du groupe I-3 comportaient souvent le taxon planctonique *Aulacoseira pusilla* parmi leur assemblage. Le lac Saint-Charles ne fait pas exception, ce taxon a été répertorié dans l'assemblage moderne, mais pas dans l'assemblage fossile.

Texte tiré du chapitre 3 :

« Il y a seulement dans le lac Saint-Charles (QC), que *Aulacoseira pusilla* n'avait pas été répertorié dans l'assemblage fossile. Contrairement à *A. lirata* et *A. tenella*, *A. pusilla* semblait trouver des conditions favorables à sa croissance en milieu naturellement alcalin plutôt qu'acide (Ex.: lacs Bromont, Fitch, Nairne, Massawippi, Saint-Augustin). »

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « importante ».

Explication : Le lac a changé de catégorie (ou type), une distance maximale de « 1 » lui a donc été automatiquement attribuée.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de 9 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à l'état « oligo-mésotrophe ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de 7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à un état « oligo-mésotrophe » également. L'ampleur des changements dans la zone pélagique est considérée « nulle ».
4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « oligo-mésotrophe » et l'état actuel « oligo-mésotrophe ».
5. La diversité spécifique (N_2) du lac est restée de 26. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de 32/68 à 30/70. Le nombre de taxa planctoniques sur celui des taxa benthiques est passé de 9/31 à 12/34. Il y a donc eu **augmentation** du nombre de taxa planctoniques entre le passé et la période actuelle et il y a eu **augmentation** du nombre de taxa benthiques également. L'abondance relative des taxa planctoniques et benthiques est pratiquement comparable.

Explication : La diversité spécifique n'a pas changé et peu de changements entre les ratios (abondance relative et nombre) de taxa planctoniques : benthiques sont survenus entre les conditions de référence et la période actuelle. Le changement de catégorie du lac est

attribuable à un remplacement d'espèces et non pas à un accroissement du nombre d'espèces.

6. Le taxon *Asterionella formosa* n'a pas été répertorié dans l'assemblage fossile (0% en abondance relative) et il était présent dans l'assemblage moderne (3%).

Explication : L'apparition du taxon *Asterionella formosa* dans l'assemblage moderne est associée à un enrichissement en P de la colonne d'eau du bassin nord.

7. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage fossile est de **1,98 (oligotrophe)** et **14** taxa ont été utilisés pour son calcul. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage moderne est de **1,73 (oligotrophe)** et le calcul de l'indice a pris en compte **9** taxa. Ainsi, la valeur de l'indice obtenue avec l'assemblage fossile est plus robuste que celle de l'assemblage moderne.

Explications pour les paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac Saint-Charles correspond au scénario #3 qui est le suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée = Classe trophique complète > Classe trophique indice benthique

Explication : la disponibilité des éléments nutritifs est plus importante dans la colonne d'eau que dans le compartiment des habitats benthiques. Probablement que les sources de phosphore bio-disponibles comme le phosphate (ex. relargage) et les apports de phosphore par le ruissellement sont davantage un enjeu actuellement, que les problématiques d'envasement du bassin lacustre par l'érosion.

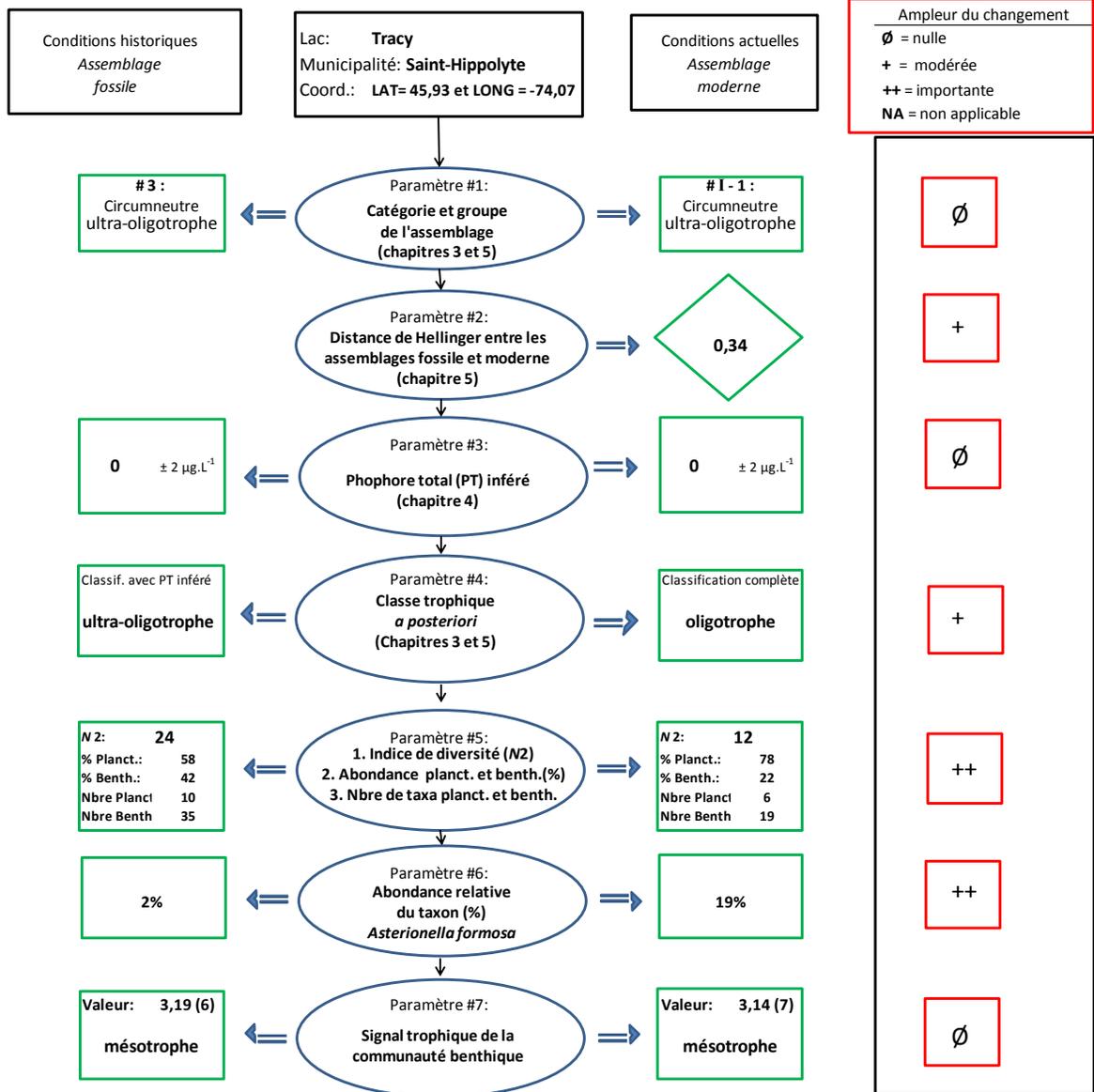
Conclusion

L'état de référence du lac Saint-Charles était oligo-mésotrophe et il est toujours classé **oligo-mésotrophe**. Par contre, l'apparition des taxa *Asterionella formosa* et *Aulacoseira pusilla* sont des indicateurs d'un enrichissement en nutriments (phosphore et azote) et d'un accroissement de l'alcalinité. Bien que le plan d'eau n'a pas changé de classe trophique en regard des classes préétablies, l'assemblage de diatomées modernes présente des indices de dégradation associés à la zone pélagique du plan d'eau avec l'apparition de *Asterionella formosa* et *Aulacoseira pusilla*.

Recommandations

- ✓ **Prévenir un accroissement du phosphore et de l'azote provenant du bassin versant.**
- ✓ **Vérifier si une source de phosphore bio-disponible provient des sédiments (Apparition du taxon *Asterionella formosa*).**
- ✓ **Surveiller une hausse d'alcalinité et les apports de nutriment pendant la saison froide (Apparition du taxon *Aulacoseira pusilla*).**
- ✓ **Préserver la richesse et la diversité des habitats littoraux (oligotrophes).**
- ✓ **Préserver les bandes riveraines pour réduire les apports de phosphore au lac.**

Diagnostic MILQ



Interprétation du diagnostic MILQ

Paramètres :

1. L'état de référence indique que le lac **Tracy** était de type « **circumneutre ultra-oligotrophe** » et il est actuellement de type « **circumneutre ultra-oligotrophe** ». L'ampleur du changement est « **nulle** ».

Explication : Le lac Tracy est situé sur le Bouclier canadien et le socle rocheux de son bassin versant est constitué d'une roche de type mafique, sur laquelle s'assoit un dépôt meuble constitué de till. C'est un lac profond et l'occupation de son bassin versant est modérée. Par contre, il partage une partie de son bassin versant avec le lac Montaubois. Il est situé en aval du lac Montaubois.

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « **modérée** ».

Explication : La distance entre l'assemblage fossile et moderne est de **0,34**, une distance se situant entre le 2^e et le 3^e quartile de la distance maximale du groupe typologique.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de **0** $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à l'état « **ultra-oligotrophe** ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de **0** $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à un état « **ultra-oligotrophe** » également. L'ampleur des changements dans la zone pélagique est donc considérée « **nulle** ».

4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « **ultra-oligotrophe** » et l'état actuel « **oligotrophe** ».

5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de **24** à **12**. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de **58/42** à **78/22**. Le nombre de taxa planctoniques sur celui des taxa benthiques est passé de **10/35** à **6/19**. Il y a donc eu **diminution** du nombre de taxa planctoniques entre le passé et la période actuelle et il y a eu **diminution** du nombre de taxa benthiques. L'abondance relative des taxa planctoniques a beaucoup augmenté, bien que le nombre d'espèces a diminué.

Explication : La diversité spécifique a diminué de moitié. Ce changement est attribuable tant à la diminution des taxa planctoniques, que benthiques.

6. Le taxon *Asterionella formosa* **a été répertorié** dans l'assemblage fossile (2% en abondance relative) et **a été répertorié** dans l'assemblage moderne (19% en abondance relative).

Explication : Le fait d'avoir répertorié beaucoup plus de ce taxon dans l'assemblage moderne que fossile indique un l'enrichissement en phosphore dans la colonne d'eau.

7. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage fossile est de **3,19** et **6** taxa ont été utilisés pour son calcul. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage moderne est de **3,14** et le calcul de l'indice a pris en compte **7** taxa. Ainsi, les valeurs de l'indice obtenues avec les assemblages fossile et moderne ne sont pas robustes. Ce paramètre doit être interprété avec prudence.

Explications pour les paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac Tracy correspond au scénario #6 qui est le suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique complète < Classe trophique basée sur indice benthique

Explication : La concentration de PT inférée peut être non représentative de l'état trophique d'un lac pour deux principales raisons : 1) l'enrichissement n'est pas encore perceptible dans la zone pélagique, surtout si le lac possède un grand volume pélagique et 2) le phosphore est davantage compartimenté dans les habitats benthiques. Dans les deux cas, le paramètre #3 ne doit pas être déterminant pour le diagnostic final.

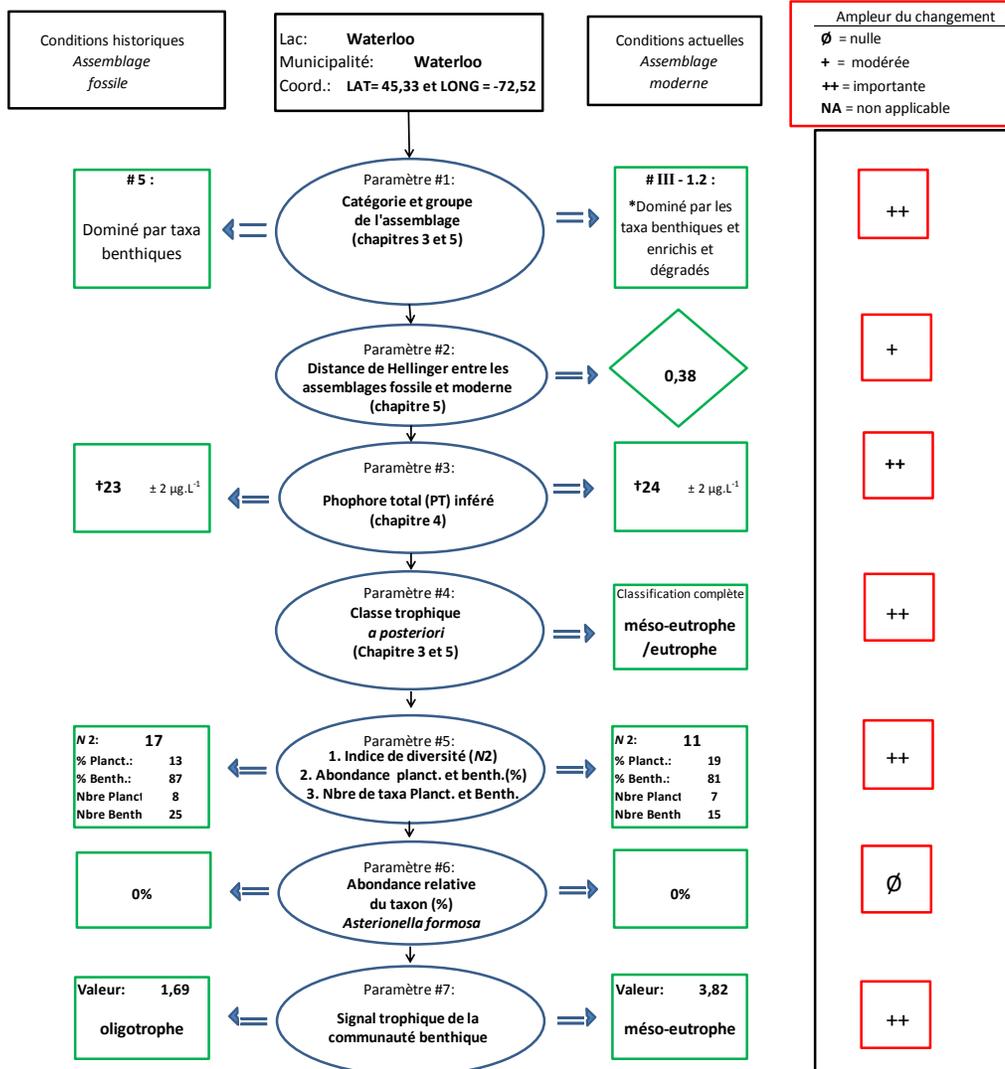
Conclusion

L'état de référence du lac Tracy était **ultra-oligotrophe** et il est maintenant classé **oligotrophe**. Par contre, l'abondance relative des taxa planctoniques est plus élevée actuellement que par le passé et cet accroissement est principalement attribuable à l'augmentation du taxon *Asterionella formosa*. Ce résultat pourrait s'expliquer par une source ponctuelle de phosphore provenant des sédiments en période d'anoxie, ou encore de source ponctuelle provenant du bassin versant, comme les installations septiques à proximité des rives ou le ruissellement du phosphore sur le bassin versant. Le lac Tracy est un lac profond, il ne faut donc pas attendre de voir un accroissement important de la concentration en phosphore dans la colonne d'eau avant d'agir pour prévenir l'eutrophisation anthropique. Les indications actuelles sont préoccupantes. Le lac Tracy est dans une situation plus périlleuse que le lac Montaubois, puisqu'il est situé en aval hydraulique de celui-ci.

Recommandations

- ✓ **Prévenir un accroissement du phosphore et de l'azote provenant du bassin versant (les installations septiques pourraient être une source importante, même si elles sont conformes au règlement Q2.R22).**
- ✓ **Vérifier si une source de phosphore provient des sédiments situés dans l'hypolimnion.**
- ✓ **Prévenir la dégradation des habitats en zones littorales.**
- ✓ **Prévenir la dégradation du lac Montaubois.**
- ✓ **Préserver les bandes riveraines.**

Diagnostic MILQ



* L'assemblage de diatomées s'étant développées sur les bouées (chapitre 3) indique que le lac Waterloo est parmi les plus enrichis et dégradés de notre série de lacs.

† Le modèle d'inférence ne répond pas de manière adéquate avec les assemblages du lac Waterloo.

Interprétation du diagnostic MILQ Paramètres :

1. L'état de référence indique que le lac Waterloo était de type « benthique » et il est actuellement de type « benthique ». L'ampleur du changement est « nulle ».

Explication : Ce lac est situé sur l'écorégion des Appalaches et la principale roche constituant son bassin versant est d'origine sédimentaire, soit de la roche argileuse. Les lacs non dégradés situés sur ce type de roche présentent normalement des concentrations en phosphore plus élevées que les lacs acides et non dégradés du Bouclier canadien (Chapitre 5).

2. La distance de Hellinger entre les assemblages fossile et moderne indique que l'ampleur du changement est « modérée ».

Explication : La distance de 0,38 se situe entre le 2^e et le 3^e quartile de la distance maximale pour ce type de lac. Ainsi, l'ampleur du changement est considérée modérée.

3. La concentration en phosphore total historique de la colonne d'eau (zone pélagique) était de 23 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce qui correspond à l'état « mésotrophe ». La concentration en phosphore total inférée avec l'assemblage moderne est de 24 $\mu\text{g.L}^{-1}$, classant le lac « mésotrophe ». Ainsi, l'ampleur de l'enrichissement dans la zone pélagique est « nulle ».
4. La classification trophique effectuée *a posteriori* classe l'état de référence du lac « mésotrophe » et l'état actuel « méso-eutrophe / eutrophe ».

5. La diversité spécifique (N_2) du lac est passée de 17 à 11. L'abondance relative des taxa planctoniques sur celle des taxa benthiques est passée de 13/87 à 19/81. Le nombre de taxa planctoniques sur celui de taxa benthiques est passé de 8/25 à 7/15. Donc, le nombre de taxa planctoniques **est pratiquement constant** entre le passé et la période actuelle et il y a **diminution importante** du nombre de taxa benthiques, entre le passé et la période actuelle. L'abondance relative des taxa planctoniques a légèrement augmenté.

Explication : Le changement important de la diversité spécifique est attribuable à la diminution des espèces benthiques. Une perte de diversité des espèces benthiques indique une dégradation importante des habitats et de la qualité de l'eau.

6. Le taxon *Asterionella formosa* **était absent** dans l'assemblage fossile (0% en abondance relative) et **est toujours absent** dans l'assemblage moderne (0%).

Explication : Il n'est pas inhabituel de ne pas répertorier *Asterionella formosa* dans les assemblages des lacs peu profonds et alcalins, bien qu'ils soient enrichis.

7. La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage fossile est de 1,69 et 4 taxa ont été utilisés pour son calcul.

La valeur de l'indice benthique obtenue à l'aide de l'assemblage moderne est de **3,82** et le calcul de l'indice a pris en compte **3** taxa.

Ainsi, les valeurs de l'indice obtenues avec les assemblages fossile et moderne sont peu fiables puisque moins de 10 taxa ont été utilisés pour le calcul de l'indice. Les taxa benthiques du passé indiquent un état **oligotrophe** et l'assemblage moderne indique un état **méso-eutrophe**.

Explications pour la combinaison des paramètres 3, 4 et 7 :

Le scénario du lac Waterloo correspond au scénario #7 qui est le suivant :

Classe trophique basée sur [PT] inférée < Classe trophique complète > Classe trophique basée sur l'indice benthique

Explication : La biomasse (chl_a) n'est peut-être pas proportionnelle au [PT]. Une telle situation a été observée dans les lacs dont la croissance des cyanobactéries était dominante ou que la communauté de diatomées répondait à l'influence d'autres facteurs que le PT, comme le pH lors de la présence de tourbières sur le bassin versant (ex. St-Charles de Bellechasse). Dans ces cas, le [PT] inféré n'est pas un bon indicateur trophique (paramètre #3). Il arrive également que l'assemblage des lacs peu profonds ne réponde pas bien au modèle d'inférence du PT et que la communauté périphytique soit plus représentative des conditions d'enrichissement et de dégradation du lac, que les espèces planctoniques (ex. lacs Waterloo et Tomcod).

Conclusion

Le lac Waterloo était à l'origine un lac **mésotrophe**, mais de conditions non comparables aux conditions de référence des lacs peu profonds situés sur les roches sédimentaires étudiées (chapitre 5). La communauté de diatomées modernes indique que le lac Waterloo est maintenant **eutrophe / hypereutrophe**. La perte de diversité au sein des taxa benthiques est l'indicateur le plus révélateur de la dégradation du milieu, ainsi que l'autécologie des espèces répertoriées sur la bouée installée dans la zone pélagique en 2009.

Recommandations

- ✓ **Diminuer les apports en phosphore (P) et en azote (N) provenant du bassin versant.**
- ✓ **Diminuer les apports d'eau de ruissellement chargée de sels et de métaux provenant des routes et autoroute (accroît la conductivité et diminue la biodiversité).**
- ✓ **Éliminer les sources d'érosion afin de réduire l'envasement du bassin lacustre.**
- ✓ **Améliorer les zones littorales dégradées.**
- ✓ **Protéger et restaurer les bandes riveraines.**