

MARIE-ANDRÉE FALLU

**DISTRIBUTION DES DIATOMÉES D'EAU DOUCE EN JAMÉSIE-HUDSONIE,
QUÉBEC, ET DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE DE
RECONSTITUTION PALÉOCLIMATIQUE**

Mémoire
présenté
à la Faculté des Études Supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de maître ès arts (M.A.)

Département de géographie
FACULTÉ DES LETTRES
UNIVERSITÉ LAVAL

MAI 1998



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file / Votre référence

Our file / Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-33631-X

RÉSUMÉ

Les diatomées lacustres sont de plus en plus utilisées pour reconstituer les environnements du passé. Cette recherche a été réalisée dans le but d'évaluer ce potentiel dans une région où peu d'informations sur les diatomées étaient disponibles. L'étude a permis d'identifier un ensemble de 516 espèces de diatomées préservées dans les sédiments de surface d'un transect latitudinal de 59 lacs du nord-ouest québécois. À l'aide d'analyses statistiques multivariées, il a été possible de déterminer quelles sont les variables environnementales (parmi 49) qui exercent le plus d'influence sur la distribution de ces espèces. Ce sont les concentrations en magnésium, en sodium, en carbone organique dissous (COD), et en silice ainsi que la profondeur des lacs qui semblent être les variables qui influencent le plus la composition des communautés de diatomées dans cette région. Un modèle de reconstitution du COD a été créé. Ce modèle pourra être utilisé dans des études paléolimnologiques afin de déterminer les concentrations en COD du passé, ainsi que toutes les variables qui y sont reliées, telles que les apports du bassin versant, la température, transparence de l'eau et la pénétration des rayons UV.

REMERCIEMENTS

Mes plus grands remerciements vont évidemment à mon directeur de recherche, M. Reinhard Pienitz. Merci d'avoir été dynamique, disponible et excellent conseiller, d'avoir donné un support moral et parfois financier et d'avoir contribué à accroître ma passion pour les fossiles. Je tiens également à remercier Messieurs Serge Payette et Warwick Vincent pour leurs conseils constructifs sur la réalisation de ce mémoire.

Un gros merci à Stéphane Campeau pour ses conseils et ses réponses à mes nombreuses questions (à toutes les étapes de cette étude), ainsi que pour son encouragement constant. Merci à Nancie Allaire pour l'aide lors du terrain et pour m'avoir grandement aidé à mes débuts dans l'identification et les statistiques. Je suis très reconnaissante envers M. John Birks pour ses précieux conseils statistiques, ainsi qu'au étudiants du laboratoire PEARL de l'Université Queen's de Kingston, en particulier, Tamsin Laing, Irene Gregory-Eaves et Murray Hay pour leur aide au niveau de l'identification et des statistiques.

Merci à Patrick Tremblay pour l'aide lors du terrain, à Fernando Sheriff pour son aide au laboratoire ainsi qu'à Roxane Tremblay et Valérie Villeneuve pour tous leurs bons conseils. Merci à tous les membres du Centre d'études nordiques pour leur support, leur encouragement et leur amitié.

Cette étude a été rendu possible grâce à la participation de plusieurs acteurs sur le plan technique et/ou financier, soit le Centre d'études nordiques, le Ministère des Affaires Indiennes, le CRSNG et FCAR par le biais de subventions attribuées à M. Reinhard Pienitz, et M. David Lean pour l'analyse chimique des échantillons d'eau.

Et finalement, les derniers mais non les moindre, je tiens à remercier ma famille pour leur soutien et leur encouragement grandement apprécié, ainsi que Jean-Michel Gagné, pour son aide à plusieurs étapes de cette recherche et pour avoir été d'un support moral incalculable.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	i
REMERCIEMENTS.....	ii
TABLE DES MATIÈRES.....	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	viii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1	
1. DESCRIPTION DE LA RÉGION D'ÉTUDE.....	6
CHAPITRE 2	
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	10
2.1 Récolte et traitement des échantillons.....	10
2.1.1 Méthode d'échantillonnage sur le terrain.....	10
2.1.2 Évaluation des variables environnementales.....	11
2.1.3 Préparation des échantillons et analyse diatomifère	12
2.2 Traitement statistique.....	14
2.2.1 Préparation des données: espèces.....	14
2.2.2 Préparation des données: variables environnementales.....	16
2.2.3 Ordinations.....	21
2.2.4 Tri des données.....	23
2.2.5 Modèle d'inférence.....	27

CHAPITRE 3

3. RÉSULTATS.....	30
3.1 Tri des données.....	30
3.2 Ordinations.....	33
3.2.1 Analyse en composantes principales.....	33
3.2.2 Analyse des correspondances détendancées.....	35
3.2.3 Analyse canonique des correspondances.....	35
3.2.4 Régression et calibration des moyennes pondérées.....	44

CHAPITRE 4

4. DISCUSSION.....	47
4.1 Tendances générales chez les espèces.....	47
4.2 Variables environnementales expliquant le mieux la répartition des espèces.....	49
4.2.1 Le magnésium.....	49
4.2.2 Le sodium.....	52
4.2.3 Le carbone organique dissous.....	52
4.2.4 Le SO ₄	56
4.2.5 La silice.....	58
4.2.6 La profondeur.....	59
4.2.7 La superficie des lacs.....	61
4.3 Potentiel du modèle du COD.....	63
4.3.1 Taxa indicateurs.....	63
4.3.2 Comparaison avec les autres modèles du COD.....	65
4.3.3 Les limites du modèle.....	66
4.3.4 Signification des reconstitutions.....	68

CONCLUSION.....	69
-----------------	----

BIBLIOGRAPHIE..... 71

**ANNEXE A Liste floristique des espèces présentes avec une abondance relative
d'au moins 1% dans au moins un des 59 lacs 83**

**ANNEXE B Abondance relative des espèces présentes avec une abondance
relative d'au moins 1% dans au moins un des 59 lacs 88**

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Localisation de la région d'étude.....	7
Figure 3.1	PCA des 28 variables environnementales pour les 59 lacs.....	34
Figure 3.2	Ordination des sites pour la CCA incluant 57 lacs, 6 variables environnementales et 219 espèces.....	39
Figure 3.3	Ordination des espèces pour la CCA incluant 57 lacs, 6 variables environnementales et 219 espèces.....	40
Figure 3.4	Régression et résidus des 3 composantes de la WA-PLS avec la racine carrée des espèces.....	46
Figure 4.1	Concentrations en COD des 59 lacs par rapport à leur distance de la limite nord des arbres.....	55
Figure 4.2	Relation entre les espèces planctoniques (abondance relative) et la profondeur maximale (m) dans les lacs de la forêt boréale et de la toundra forestière et arbustive.....	60

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Variables environnementales analysées dans chacun des sites.....	17
Tableau 2.2	Transformation des valeurs des variables environnementales.....	21
Tableau 2.3	Matrice de corrélation de Pearson contenant 35 variables environnementales (dont celles transformées) et 57 lacs qui ont été inclus dans la PCA	26
Tableau 3.1	Groupes de variables corrélées et variable choisie pour représenter le groupe.....	32
Tableau 3.2	Comparaison des résultats de la DCA et des deux CCA.....	36
Tableau 3.3	Variance expliquée par chaque variable environnementale avant "forward selection", la variance expliquée après l'addition de chacune des variables suivant les sélections "forward", la variance expliquée (en %) dans une CCA avec la variable comme seule variable environnementale et le ratio λ_1/λ_2	36
Tableau 3.4	Corrélation des 7 variables environnementales choisies par les sélections "forward" avec les quatre premiers axes.....	38
Tableau 3.5	Optima et tolérances des espèces (219) par rapport aux concentrations du COD.....	41
Tableau 3.6	Résultats des tests des différents modèles.....	45
Tableau 4.1	Liste des 17 taxa indicateurs choisis selon les trois critères de Stevenson <i>et al.</i> (1991).....	64
Tableau 4.2	Comparaison du modèle d'inférence actuel avec deux autres modèles déjà publiés.....	65

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Abréviation	Français	Anglais
Alt	altitude	Altitude
Bassin	superficie du bassin versant	catchment area
Boot	Bootstrap	bootstrapping
Boréale	forêt boréale	boreal forest
CCA	analyse canonique des correspondances	canonical correspondence analysis
CHLaC	chlorophylle a corrigée	corrected chlorophyll a
CHLaN	chlorophylle a non corrigée	uncorrected chlorophyll a
CID	carbone Inorganique dissous	dissolved inorganic carbon
COD	carbone organique dissous	dissolved organic carbon
Cond	conductivité	conductivity
COP	carbone organique particulaire	particulate organic carbon
DCA	analyse des correspondances détendancées	detrended correspondence Analysis
DistA	distance de la limite des arbres	treeline distance
DistF	distance de la limite nord des forêts	forest-limit distance
Jack	Jackknife	Jackknifing
Lat	latitude	latitude
Long	longitude	longitude
NKT	azote Kjeldahl total	total Kjeldahl nitrogen
NOP	azote organique particulaire	particulate organic nitrogen
PCA	analyse en composantes principales	principal components analysis
pCCA	CCA partielle	partial CCA
PLS	moindres carrés partiels	partial least squares regression
Prof	profondeur	depth
PRS	phosphore réactif soluble	soluble reactive phosphorus
PTF	phosphore total filtré	total filtered phosphorus

Abréviation	Français	Anglais
PTN	phosphore total non filtré	total unfiltered phosphorus
RMSE	racine de l'erreur quadratique moyenne	root mean square error
RMSEP	RMSE de prédiction	RMSE of prediction
SLD	sous la limite de détection	lower than detection limit
Sup	superficie du lac	lake area
Tarb	toundra arbustive	shrub tundra
Temp	température	temperature
Tfor	toundra forestière	forest tundra
Trans	transparence	transparency
VIF	facteur d'inflation de la variance	variance inflation Factor
WA	analyse des moyennes pondérées	weighted averaging
WA-PLS	analyse des moyennes pondérées des moindres carrés partiels	weighted averaging partial least squares regression

**DISTRIBUTION DES DIATOMÉES D'EAU DOUCE EN JAMÉSIE-HUDSONIE,
QUÉBEC, ET DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE DE
RECONSTITUTION PALÉOCLIMATIQUE**

INTRODUCTION

Dans les régions nordiques, le climat est le principal facteur qui détermine l'établissement de la végétation et le développement des écosystèmes lacustres. Les lacs sont une composante majeure du paysage nordique et leurs conditions internes sont en grande partie régies par le climat. Les changements climatiques influencent grandement les organismes qui y vivent, que ce soit de façon directe ou indirecte. L'augmentation de la température de l'air aura un effet direct sur la température de l'eau des lacs, alors que les effets indirects seront surtout liés aux changements apportés aux bassins versants. Par exemple, un réchauffement des températures permettrait éventuellement à la végétation terrestre de se densifier et de s'établir plus au nord (Lavoie & Payette, 1994; MacDonald *et al.*, 1993). Ainsi, certains lacs actuels dont le bassin versant contient peu de végétation auraient un apport croissant en matière organique par les eaux de ruissellement, à mesure que la végétation envahirait leur bassin versant. Le carbone organique dissous (COD), formé par la décomposition de cette matière organique, augmenterait et provoquerait une plus forte coloration de l'eau diminuant ainsi la pénétration des rayons solaires. Par contre, le réchauffement climatique pourrait aussi provoquer une diminution des précipitations et une augmentation de l'évapotranspiration, ayant comme conséquence de diminuer les apports en eaux provenant du bassin versant (Schindler *et al.*, 1996). Les producteurs primaires lacustres seraient alors affectés

par la diminution des concentrations en COD. Le COD joue un rôle important pour déterminer la profondeur de transmission des rayons UV dans les lacs (Vincent & Roy, 1993; Morris *et al.*, 1995; Schindler *et al.*, 1996; Laurion, 1997; Schindler, 1998). La diminution d'épaisseur de la couche d'ozone et de la concentration en COD cause une augmentation de l'exposition au rayonnement UV chez les organismes aquatiques (Schindler, 1998).

Le climat du passé est un des éléments naturels qui a exercé un rôle structurant dans les écosystèmes terrestres et aquatiques qui composent les paysages modernes. Le réchauffement planétaire et la diminution de la couche d'ozone sont des facteurs qui auront différentes répercussions sur les écosystèmes actuels (Schindler, 1998). Puisque les conditions physico-chimiques et les chaînes alimentaires aquatiques sont très complexes, il est difficile d'entrevoir quelle sera la réponse des lacs face aux fluctuations climatiques. Pour réussir à prévoir les changements écologiques futurs, il est nécessaire de se tourner vers le passé et d'analyser les fluctuations naturelles qui se sont déjà produites. Peu d'analyses de ce genre ont par contre été réalisées à ce jour au nord québécois.

Depuis le tout début de la formation des lacs, les restes d'organismes et les sédiments s'accumulent dans le fond de ceux-ci. L'étude de ces dépôts (paléolimnologie) permet de reconstituer l'histoire des lacs. Une des méthodes consiste à analyser le contenu en diatomées fossiles. Les diatomées sont des organismes végétaux aquatiques unicellulaires. La cellule des diatomées est enveloppée d'une coquille, le frustule, qui est composée de deux valves. Ces algues microscopiques sont présentes dans presque tous les milieux humides. Les diatomées lacustres peuvent être planctoniques (vivre en zone pélagique) ou encore péripithique (vivre près du fond du lac, surtout en zone littorale). Après leur mort, ces organismes se déposent au fond du lac et s'y accumulent au fil des années avec les sédiments inorganiques et différentes particules organiques. Le frustule peut être conservé dans les sédiments parce qu'il est composé de silice stable, alors que la matière organique de la cellule sera décomposée. Le bon état de conservation et la

morphologie du frustule nous permettent d'identifier les restes jusqu'à l'espèce. On compte plus de 15 000 espèces différentes de diatomées, mais pour une période de temps donnée, seulement quelques dizaines d'entre elles dominent dans un plan d'eau. Ce sont les conditions physiques et chimiques de l'eau qui favorisent la dominance de certaines espèces de diatomées. De ce fait, les communautés varieront rapidement selon les changements des conditions du milieu.

Les diatomées ont souvent été utilisées comme bio-indicateurs environnementaux du milieu dans lequel elles vivent (e.g. Kingston, 1982; Battarbee, 1986; Dixit *et al.*, 1992; Dixit *et al.*, 1995; Smol *et al.*, 1995; Moser, MacDonald & Smol, 1996). Un grand nombre d'études traitent surtout des relations entre le pH des lacs et les diatomées, certaines portent sur un lac en particulier (e.g. Charles *et al.*, 1991; Cameron, 1995; Genter, 1995; Dixit, Dixit & Smol, 1996; Wu & Chang, 1996), alors que d'autres comparent les communautés de diatomées de plusieurs lacs (e.g. Dixit, Dixit & Evans, 1988; Birks, Juggins & Line, 1990; Birks *et al.*, 1990; Charles, 1990; Sullivan *et al.*, 1990; Stevenson *et al.*, 1991; Nicholls & Nakamoto, 1992; Vyverman *et al.*, 1996; Battarbee *et al.*, 1997; Lotter *et al.*, 1997; Weckström, Korhola & Blom, 1997b). D'autres travaux portent sur les relations entre les communautés actuelles de diatomées et différentes variables environnementales des lacs, telles que le phosphore (e.g. Hall & Smol, 1992; Reavie, Hall & Smol, 1995; Pan & Stevenson, 1996), la saîinité (e.g. Fritz, Juggins & Battarbee, 1993; Gasse, Juggins & Ben Khelifa, 1995; Wilson, Cumming & Smol, 1996), l'aluminium (Stevenson *et al.*, 1991), le méthane (Hay *et al.*, 1997), le carbone organique dissous (e.g. Kingston & Birks, 1990; Stevenson *et al.*, 1991; Pienitz & Smol, 1993), le carbone inorganique dissous (Pienitz & Smol, 1993), l'alcalinité (Rühland, 1996; Allaire, 1997), la conductivité (Rühland, 1996), la profondeur (e.g. Yang & Duthie, 1995; Gregory-Eaves, 1998; Moser *et al.*, non publié) et la température (Pienitz, Smol & Birks, 1995; Lotter *et al.*, 1997; Weckström, Korhola & Blom, 1997a et b).

Les études limnologiques portant sur un grand nombre de données environnementales demeurent peu nombreuses dans le Nord québécois, quoique

des études sur le zooplancton et le phytoplancton aient été faites dans la région de la Baie de James (Pinel-Alloul, Legendre & Magnin, 1979; Pinel-Alloul *et al.*, 1990). Poulin, Hamilton & Proulx (1995) ont publié un catalogue des algues d'eau douce du Québec qui répertorie entre autres les espèces de diatomées. Quelques études portant sur les diatomées ont été faites au Québec pour certains lacs (e.g. le lac St-Jean, Contant & Duthie, 1978; le lac Boucané, Lortie & Richard, 1984; deux lacs du Nouveau-Québec, Pienitz *et al.*, 1991; le lac à l'Eau Claire, Maltais, 1994 et Maltais & Vincent, 1997; le lac Bartow-Ojibway, Prévost, Veillette & Hamilton, 1995), ainsi que le long du Saint-Laurent (e.g. Lortie, 1983; Lortie & Guilbault, 1984; Gameau *et al.*, non publié). Deux études ont aussi été faites dans la partie sud du Québec pour déterminer l'affinité de certaines espèces par rapport au pH de plusieurs lacs (e.g. Dixit, Dixit & Evans, 1988; Pinel-Alloul *et al.*, 1990). L'étude de Allaire (1997) faite au Labrador est celle qui se rapproche le plus de la présente étude, en ce qui a trait aux objectifs visés et en ce qui concerne la proximité de la région d'étude.

L'analyse statistique multivariée est essentielle pour évaluer les relations qui existent entre les variables environnementales (physiques et chimiques) et la composition des communautés de diatomées. La relation entre les diatomées et les variables environnementales n'étant pas linéaire, il est préférable de ne pas utiliser de régressions linéaires multiples (ter Braak & Prentice, 1987). La réponse des espèces vis-à-vis des variations du milieu se fait plutôt de façon unimodale (Gause, 1930; Whittaker 1956; ter Braak & van Dam, 1989). Chacune des espèces atteint un maximum d'abondance (optimum) pour un environnement précis et ne pourra survivre au-delà ou en deçà d'une certaine limite. Cette limite est le seuil de tolérance de l'espèce (loi de la tolérance de Shelford; Odum, 1971). Des analyses canoniques des correspondances ainsi que la régression et la calibration des moyennes pondérées ont donc été utilisées dans la présente étude, parce qu'elles prennent pour acquis que les espèces ont une distribution unimodale.

Afin de capter un gradient important dans les concentrations en COD, le transect de la présente étude se situe de part et d'autre de la limite nord de la forêt

boréale et de la limite des arbres. Des observations ont été faites sur le terrain afin de bien situer les lacs par rapport à ces limites et l'information déjà existante de l'emplacement de ces limites a été prise en considération (Morisset *et al.*, 1983; Payette, 1983; Richard, 1987; Payette & Filion, 1993).

En émettant l'hypothèse que les gradients latitudinaux se reflètent dans les concentrations des variables environnementales et dans la composition des communautés de diatomées, l'objectif général de cette étude est de vérifier s'il est possible d'utiliser les diatomées en tant qu'indicateurs paléoclimatiques dans le Nord québécois. Le premier objectif spécifique est de constituer une flore des diatomées actuelles des lacs du Québec nordique. Cette flore permettra une identification uniforme des espèces dans chacun des lacs. Le second objectif spécifique est d'établir les relations existant entre la composition des assemblages de diatomées et les conditions environnementales actuelles à l'aide d'analyses statistiques multivariées. Ces résultats permettront de déterminer quelles sont les variables qui expliquent le mieux la répartition des espèces. Le dernier objectif spécifique est de tester la performance d'un modèle de reconstitution paléoclimatique, basé sur une variable identifiée comme étant déterminante dans la répartition de espèces.

CHAPITRE 1

1. DESCRIPTION DE LA RÉGION D'ÉTUDE

Afin d'observer des variations dans la composition des communautés de diatomées par rapport à divers paramètres environnementaux, il est important que la région d'étude choisie contienne des lacs qui se répartissent le long de forts gradients environnementaux. C'est pour cette raison qu'un transect sud-nord a été choisi au Nord-Ouest québécois (figure 1.1). Le transect couvre une distance d'environ 1080 km et la position géographique des lacs se situe entre 49°48' et 59°32' de latitude nord et entre 75°43' et 78°78' de longitude ouest.

La région d'étude qui a été choisie repose sur une partie du noyau archéen de la province géologique du Lac Supérieur. Cette province est principalement composée de roches granitiques au sud et de roches métamorphiques au nord (autour du 55^{ème} parallèle) (Landry & Mercier, 1992). Étant situés dans une même province géologique du Bouclier Canadien, les sites sont homogènes sur le plan chimique.

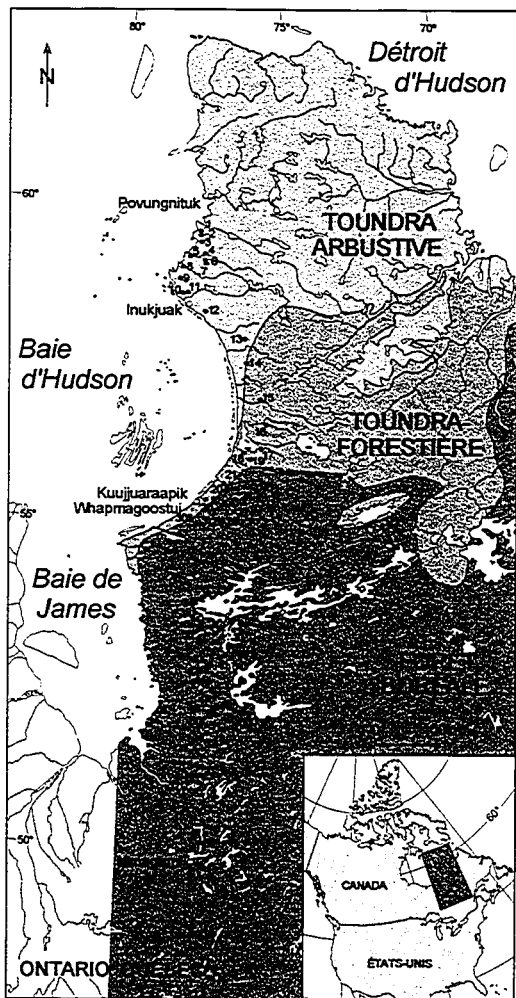


Figure 1.1 Localisation de la région d'étude.

Lors de la glaciation du Wisconsin, la calotte glaciaire laurentidienne a envahi toute cette région. Durant l'Holocène, la déglaciation s'est faite simultanément du sud au nord et d'ouest en est dans cette région (Richard, 1987; Pagé, 1992). Lorsque la partie sud du transect a été déglacée, elle a été envahie par le lac proglaciaire Ojibway, entre environ 9900 et 8000 ans B.P. (Hardy, 1977; Pagé, 1992). Dans la région centrale du transect, la déglaciation s'est produite peu avant 8000 ans B.P. près de Kuujuaapik-Whapmagoostui, et vers 7600 ans B.P. plus au nord, dans la région du lac Guillaume-Delisle (Hillaire-Marcel, 1976; Allard & Séguin, 1985; Pagé, 1992). Les sites les plus au nord étaient probablement déglacés vers 7000 ans B.P. (Lauriol, 1982; Lauriol & Gray, 1987). Presque tous les sites ont été envahis par la mer postglaciaire de Tyrrell à partir d'environ 7900 ans B.P. (Hardy, 1982; Pagé, 1992).

Le transect traverse trois zones écoclimatiques différentes, soit le haut-boréal, le subarctique et le bas-arctique (Environnement Canada, 1989). Au sud de la région d'étude, les températures moyennes annuelles sont plus élevées que dans le nord. Par exemple, à Chapais, qui est situé à l'est des sites les plus méridionaux (49°47'N 74°51'O), la moyenne annuelle des températures est de $-0,1^{\circ}\text{C}$ avec des précipitations annuelles moyennes de 920 mm (période 1962-1990). À Kuujuaapik (période 1925-1990), situé au centre du transect (55°17'N 77°46'O), et à Inukjuak (période 1921-1990), situé au nord du transect (58°27'N 78°07'O), la température annuelle moyenne est respectivement $-4,5^{\circ}\text{C}$ et $-6,8^{\circ}\text{C}$ et les précipitations annuelles moyennes 615 mm et 418 mm (Environnement Canada, 1993).

Les zones écoclimatiques rencontrées se rapportent à trois zones de végétation différentes. La forêt boréale est dominée par la pessière à lichens qui s'étend jusqu'à la limite de la forêt continue (Payette, 1983). La toundra forestière débute avec l'ouverture naturelle du couvert forestier. Dans cette zone végétale, le couvert forestier est sporadique et est seulement situé en milieux protégés. De plus, la toundra forestière s'étend plus au sud le long du littoral de la Baie d'Hudson, dû à

la rigueur du climat côtier. La limite nord des arbres sépare la toundra forestière de la toundra arbustive. À partir de cette limite, une densité importante du couvert arbustif est observée et plusieurs sites sont densément peuplés par des krummholz d'épinettes noires (Payette, 1983).

CHAPITRE 2

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Récolte et traitement des échantillons

2.1.1 Méthode d'échantillonnage sur le terrain

Un total de 59 lacs de la partie nord-ouest du Québec, situés le long d'un transect entre Matagami et Povungnituk (figure 1.1), ont été échantillonnés entre le 21 juillet et le 11 août de l'été 1995. Les lacs qui ont été retenus sont pour la plupart des lacs "de tête", ce qui signifie qu'aucun affluent ne s'y jette. Sans affluent, l'influence des apports de matières allochtones (matières apportées de l'extérieur par les affluents) est généralement moins importante, les lacs reflètent donc plus précisément les conditions environnementales du bassin versant immédiat.

La partie sud de l'aire d'échantillonnage suit la route liant Matagami à Radisson. Ces lacs (total de 27) ont, entre autres, été choisis pour leur accessibilité à partir de la route. L'échantillonnage a été fait à l'aide d'un bateau pneumatique. Entre Radisson et Povungnituk, l'échantillonnage de 32 lacs supplémentaires a été effectué à partir d'un hélicoptère muni de flotteurs. Le point de départ et d'arrivée était Kuujjuaraapik-Whapmagoostui, situé sur la rive est de la baie d'Hudson. Tout

au long du transect, l'échantillonnage a été fait le plus possible dans la partie la plus profonde des lacs.

Un carottier à gravité (Glew, 1991) a permis d'extraire des carottes courtes des sédiments de surface (environ 30 à 40 cm) du fond des lacs. Une fois la carotte de sédiments remontée à la surface, la partie supérieure des sédiments, soit environ le premier cm, a été récupérée dans un petit sac et gardée au froid. Cette portion de la carotte représente les quelque 3 à 5 années d'accumulation les plus récentes (taux de sédimentation variant de 0,24 à 0,41 cm année⁻¹ au centre du Québec depuis l'Holocène; Richard, Larouche & Bouchard, 1982).

2.1.2 Évaluation des variables environnementales

Durant l'échantillonnage, plusieurs paramètres limnologiques ont été mesurés. Les données de salinité, de conductivité électrique et de température ont été prises à l'aide d'un S-C-T Meter YSI Model 33, à une profondeur d'environ 50 cm. La profondeur du lac a été évaluée à partir de la corde graduée du carottier. Un disque Secchi d'un diamètre de 18,5 cm a permis de déterminer la transparence de l'eau. Des échantillons d'eau ont été récoltés sur place dans des bouteilles de plastique, à environ 40 cm sous la surface de l'eau. De retour au campement ou au laboratoire de la station de recherche du Centre d'études nordiques (CEN) de Kuujuaaraapik-Whapmagoostui, le pH a été mesuré et une portion de chaque échantillon d'eau a été répartie dans différentes bouteilles alors que l'autre portion a subi plusieurs filtrations. Les échantillons d'eau, les filtres ainsi que l'eau filtrée ont été envoyés au laboratoire de l'Institut National de Recherche des Eaux Intérieures (INREI) à Burlington (Ontario) pour fins d'analyses chimiques (e.g. sels nutritifs, ions majeurs, métaux lourds) effectuées suivant des méthodes standards (Environnement Canada, 1979). De plus, diverses données environnementales (e.g. position géographique, altitude, superficie, distance des lacs de la limite nord des arbres) ont été recueillies pour chacun des lacs, à partir de cartes topographiques (échelle de 1:50 000 et

1:2 500 000), de cartes des zones de végétation (Morisset, Payette & Deshayé, 1983; Payette, 1983; Richard, 1987; Payette & Filion, 1993) et des zones écoclimatiques (Environnement Canada, 1989). Enfin, des observations faites sur le terrain ont permis de déterminer le type de couvert végétal du bassin versant des lacs.

2.1.3 Préparation des échantillons et analyse diatomifère

Les échantillons de sédiments contenant les diatomées ont été traités suivant des techniques standards (Battarbee, 1986; Hay *et al.*, 1997). La matière organique a été éliminée en utilisant un mélange d'acide nitrique et d'acide sulfurique (1:1) à environ 80°C durant près de 3 heures. Puis, des décantations successives (8 fois) de 24 heures avec de l'eau distillée ont permis de ramener le pH des solutions siliceuses à près de 7. Différentes concentrations de chacun des échantillons ont été mises à sécher sur des lamelles pour une période de 24 heures. Elles ont ensuite été montées dans une résine (Naphrax) sur des lames de microscope.

Des photos prises au microscope photonique (Leica DMRB, à un grossissement de 1000X) ont permis l'identification des taxa jusqu'au niveau taxinomique le plus précis possible. Une flore des diatomées du Nord-Ouest québécois sera réalisée à partir de ces photos. Les photos ont facilité l'identification de chacune des espèces à partir de la littérature (Van Heurck, 1885; Hustedt, 1927-1966; Patrick & Reimer, 1966, 1975; Mölder & Tynni, 1967-1973; Tynni, 1975-1980; Florin, 1980; Foged, 1981; Germain, 1981; Camburn, Kingston & Charles, 1984-1986; Krammer & Lange-Bertalot, 1986-1991; Simonsen, 1987; Lange-Bertalot & Krammer, 1989; Krammer, 1992; Cumming *et al.*, 1995; Round, Crawford & Mann, 1990; Wunsam, Schmidt & Klee, 1995; Lange-Bertalot & Metzeltin, 1996). Elles ont aussi permis de comparer la flore avec celle d'autres régions nordiques lors d'ateliers taxinomiques. Les comptages ont été effectués à un grossissement de 1000X sous immersion, en effectuant un ou plusieurs transects de la bordure de la lamelle vers le

centre. Un comptage de 500 valves de diatomées a déterminé l'assemblage diatomifère de chacun des 59 lacs et l'abondance relative a été calculée pour chaque espèce (annexes A et B). Cette quantité de valves comptées se base sur des études qui ont déjà été effectuées à ce sujet (Galehouse, 1971; Battarbee, 1986; Palmer & Abbott, 1986). Les valves comptées étaient soit des valves entières ou encore des fragments contenant au moins le centre de la valve ou plus de la moitié de la valve.

2.2 Traitement statistique

2.2.1 Préparation des données: espèces

Lorsque le nombre d'espèces est très élevé, il est préférable d'utiliser certains critères afin d'éliminer les espèces qui sont les plus faiblement représentées. Le critère qui a été choisi est un des moins sévères et restreint la base de données aux espèces qui sont présentes avec une abondance relative d'au moins 1% dans au moins un lac (Birks, Juggins & Line, 1990; Fritz, Kingston & Engstrom, 1993; Pan & Stevenson, 1996). Parmi les 516 espèces identifiées, 219 rencontraient ce critère et ont été utilisées dans l'analyse statistique (annexes A et B). Ces espèces représentent en moyenne 84% (minimum de 71% et maximum de 95%) du nombre total compté dans chacun des lacs.

Ce critère nécessitant que l'espèce soit présente dans seulement un lac, il est préférable de vérifier si sa présence dans plus d'un lac peut donner de meilleurs résultats. Il existe deux façons de calculer la présence d'un taxon (ter Braak, 1990), soit en comptant le nombre de sites dans lequel on le trouve, soit en comptant le **nombre effectif** de sites où on trouve l'espèce (exprimé statistiquement par N_2). Le nombre effectif correspond à la mesure du N_2 utilisée par Hill (1973) pour calculer la diversité d'un échantillon. Le N_2 de Hill constitue le nombre de sites où on trouve l'espèce, ajusté par rapport à son abondance relative dans chacun des sites. Il constitue la réciproque de l'index de Simpson, i.e. $1/p_1^2 + p_2^2 + \dots + p_n^2$, où p_i représente l'abondance relative d'une espèce dans un échantillon et où $p_1 + p_2 + \dots + p_n = 1$ (Hill, 1973). Wilson, Cumming & Smol (1996) utilisent le logiciel WACALIB (version 3.2, Line, ter Braak & Birks, 1994), afin de déterminer quel est le nombre effectif de sites (où on trouve l'espèce) qui donne la capacité de prédiction ayant la plus faible erreur. L'erreur est exprimée comme la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et est calculée dans une fonction de transfert. La fonction de transfert (synonyme de

modèle d'inférence) qui est utilisée dans le logiciel WACALIB est l'analyse des moyennes pondérées (de l'anglais "weighted-averaging" ou WA) et l'erreur est mesurée par la méthode du Bootstrap. Les WA sont utilisées pour établir l'optimum et la tolérance des espèces pour certaines variables environnementales¹. Le Bootstrap est un processus de ré-échantillonnage intensif où le modèle est testé en choisissant aléatoirement un sous-ensemble d'échantillons provenant de la base initiale de données et ayant la même taille (Birks *et al.*, 1990). Le logiciel utilise cet échantillon en tant que test (pour remplacer l'échantillon moderne) et répète ce cycle plusieurs fois (999 dans ce cas-ci). Les échantillons peuvent être choisis plus d'une fois pour créer la base de données.

Afin de connaître le N2 de Hill qui aura la plus grande capacité prédictive, ou encore le plus faible RMSE_(boot) de prédiction (RMSEP_(boot)), il faut utiliser une variable et dans ce cas-ci, ce sera celle qui détermine le mieux la distribution des espèces dans une CCA préliminaire. C'est le carbone inorganique dissous (CID) qui ressortait comme la variable déterminant le mieux la distribution des diatomées. Plusieurs fonctions de transfert ont ensuite été testées avec cette variable en utilisant différents N2 de Hill, en commençant par 1, ensuite 2, 3,... et ainsi de suite en augmentant progressivement. Ce processus a été réalisé de deux façons: une première fois avec une régression classique de "dé-rétrécissement" (deshrinking) et une seconde avec une régression inverse afin de voir laquelle possédait le RMSEP_(boot) le plus faible. C'est la régression inverse qui a été la plus performante. Le RMSEP_(boot) de la WA a aussi été comparé à celle de la WA_(inv) (dé-rétrécissement inverse et classique). C'est la WA comprenant toutes les espèces qui possède le RMSEP_(boot) le plus bas. Ces résultats sont similaires à ceux observés par Birks (1994) et Wilson, Cumming & Smol (1996), où la même conclusion a été tirée: un N2 de Hill = 1 a été conservé tout au long des analyses statistiques subséquentes.

¹ Pour plus de détails en tout ce qui a trait à la WA et à la définition des termes non expliqués, se référer à la section 2.2.5 qui aborde plus explicitement cette méthode.

2.2.2 Préparation des données: variables environnementales

Un grand nombre de variables environnementales a été analysé (total de 49). En plus des mesures limnologiques [le pH (**pH**), la conductivité électrique (**Cond**), la température (**Temp**), la profondeur (**Prof**) et la transparence (**Trans**) à l'aide du disque Secchi], les échantillons d'eau analysés au laboratoire de l'INREI ont fourni des informations sur les concentrations de divers sels nutritifs, ions majeurs et métaux lourds [le phosphore total non filtré (**PTN**), le phosphore total dissous filtré (**PTF**), le phosphore réactif soluble (**PRS**), l'azote Kjeldahl total (**NKT**), le nitrate (**NO₃**), le nitrite (**NO₂**), l'ammoniaque (**NH₃**), le carbone inorganique dissous (**CID**), le carbone organique dissous (**COD**), le magnésium (**Mg**), le calcium (**Ca**), le sodium (**Na**), le potassium (**K**), le chlore (**Cl**), le sulfate (**SO₄**), la silice (**SiO₂**), la chlorophylle *a* non corrigée (**CHLaN**), la chlorophylle *a* corrigée (**CHLaC**), le carbone organique particulaire (**COP**), l'azote organique particulaire (**NOP**), l'aluminium (**Al**), le baryum (**Ba**), le béryllium (**Be**), le cadmium (**Cd**), le cobalt (**Co**), le chrome (**Cr**), le cuivre (**Cu**), le fer (**Fe**), le lithium (**Li**), le manganèse (**Mn**), le molybdène (**Mo**), le nickel (**Ni**), le plomb (**Pb**), le strontium (**Sr**), le vanadium (**V**) et le zinc (**Zn**)]. À toutes ces variables s'ajoutent celles calculées à partir de cartes topographiques [l'altitude (**Alt**), la longitude (**Long**) et la latitude (**Lat**), la superficie du lac (**Sup**) et du bassin versant (**Bassin**), la distance de la limite nord des arbres (**DistA**) et de la limite nord des forêts (**DistF**)], ainsi que celles notées sur le terrain [forêt boréale (**Boréale**), toundra forestière (**Tfor**) et toundra arbustive (**Tarb**)]. Ces dernières ont été entrées en code binaire (valeur de 0 ou de 1) dans la base de données. Ces variables sont présentées au tableau 2.1. Ce tableau comprend les 59 lacs classés du nord au sud.

Certaines des variables faisant partie des ions majeurs et des métaux lourds affichent un grand nombre de valeurs sous la limite de détection (SLD) des appareils (NO₃, NH₃, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, V, et Zn). Ces variables n'ont pas été considérées dans les analyses statistiques subséquentes.

Tableau 2.1 Variables environnementales analysées dans chacun des sites (du nord au sud). Note: SLD, sous la limite de détection.

Lac	Lat	Long	Zone de végétation	DistF (km)	DistA (km)	Alt (m)	Sup (ha)	Bassin (ha)	Prof (m)	Trans (sech)	Temp (°C)	pH
1	59°32	77°37	Tarb	428	188	5.00	24.73	65.65	1.4	1.40	14.50	8.20
2	59°29	77°36	Tarb	423	184	13.00	69.70	117.49	1.7	1.60	14.00	7.40
3	59°22	77°34	Tarb	410	173	15.00	25.93	104.20	1.8	1.80	14.00	7.60
4	59°11	77°28	Tarb	390	153	45.00	45.40	88.14	1.8	1.10	14.00	6.70
5	59°09	77°55	Tarb	390	173	18.00	63.01	217.73	2.6	2.50	13.50	7.10
6	59°05	77°28	Tarb	378	148	35.00	25.81	111.18	1.9	1.90	14.00	7.00
7	59°02	77°27	Tarb	373	140	65.00	27.63	72.60	7.0	6.60	13.00	6.70
8	58°58	78°08	Tarb	375	170	42.00	45.39	165.85	4.5	4.50	13.50	6.80
9	58°48	78°13	Tarb	358	165	45.00	35.93	49.15	5.0	5.00	13.50	6.80
10	58°35	77°58	Tarb	333	140	50.00	42.06	97.89	1.2	1.20	15.50	7.00
11	58°34	78°08	Tarb	333	148	43.00	24.98	82.50	8.0	5.00	13.00	6.80
12	58°17	77°27	Tarb	290	95	31.00	24.67	97.43	16.0	4.00	13.50	7.20
13	57°51	76°18	Tarb	235	13	135.00	31.80	134.61	16.0	6.00	14.00	6.60
14	57°28	76°15	Tfor	193	-5	170.00	30.49	70.56	6.0	6.00	14.00	6.90
15	56°54	75°53	Tarb	130	-29	190.00	48.67	64.89	6.0	5.00	13.50	6.90
16	56°30	75°43	Tfor	88	-45	185.00	38.40	217.74	1.5	1.50	16.00	6.70
17	56°08	75°52	Tfor	48	-48	154.00	47.16	314.39	12.0	3.00	15.50	6.00
18	56°05	76°22	Boréale	40	-38	77.00	61.82	512.94	1.5	1.50	20.00	6.90
19	55°59	76°11	Tfor	28	-53	142.00	40.24	387.90	18.5	2.70	17.00	6.80
20	55°36	76°54	Boréale	-1	-93	221.00	20.40	131.04	1.2	1.20	21.50	6.80
21	55°33	76°51	Boréale	-8	-98	206.00	25.33	162.28	5.5	2.40	19.00	7.60
22	55°31	76°37	Boréale	-18	-99	236.00	32.63	76.57	7.0	5.00	18.50	6.80
23	55°30	76°47	Tfor	-15	-101	221.00	4.50	53.86	3.5	2.70	19.00	6.40
24	55°27	76°31	Boréale	-28	-105	206.00	28.36	58.28	5.0	5.00	21.00	6.80
25	55°22	77°12	Boréale	-3	-118	175.00	21.86	139.54	1.5	1.50	21.00	6.80
26	55°21	77°25	Boréale	5	-130	145.00	12.97	92.35	1.5	1.00	21.00	6.20
27	55°10	76°38	Boréale	-45	-138	221.00	33.04	129.15	4.7	2.30	21.00	7.00
28	55°08	76°51	Boréale	-38	-143	191.00	38.41	139.78	5.0	3.10	19.50	7.10
29	55°07	77°12	Boréale	-20	-148	160.00	23.04	32.49	3.0	1.40	21.00	7.00
30	55°05	77°50	Boréale	-1	-168	130.00	26.34	14.61	1.2	1.20	21.00	6.80
31	55°03	77°49	Boréale	-5	-170	114.00	28.90	39.88	1.0	1.00	22.00	7.00
32	55°03	77°25	Boréale	-18	-158	160.00	47.41	164.00	2.2	2.10	21.00	6.90
33	53°49	77°25	Boréale	-120	-290	182.88	28.94	107.60	3.1	1.95	18.50	5.50
34	53°36	77°41	Boréale	-120	-318	182.88	34.14	171.91	1.4	1.40	18.70	5.30
35	53°33	77°40	Boréale	-120	-325	173.78	61.07	404.62	5.0	4.00	18.70	5.10
36	53°29	77°36	Boréale	-130	-330	164.59	46.27	117.16	2.0	0.55	19.60	5.30
37	53°24	77°33	Boréale	-140	-338	164.59	104.14	835.55	2.0	1.00	17.50	6.40
38	53°22	77°33	Boréale	-140	-343	134.11	55.67	351.40	6.0	1.90	17.20	6.00
39	52°51	77°17	Boréale	-190	-365	156.12	48.19	278.51	3.2	1.50	17.50	6.80
40	52°48	77°18	Boréale	-194	-400	175.78	43.85	869.94	3.1	0.90	17.20	6.80
41	52°47	77°20	Boréale	-195	-403	179.83	98.66	604.42	3.5	1.35	17.20	7.60
42	52°45	77°21	Boréale	-198	-406	188.98	21.20	37.51	3.5	3.05	19.60	7.00
43	52°44	77°22	Boréale	-199	-410	188.98	10.16	69.59	3.0	2.10	18.00	7.00
44	52°33	77°19	Boréale	-218	-428	231.65	32.68	157.02	1.2	0.80	15.10	7.10
45	52°29	77°21	Boréale	-220	-434	237.74	9.83	90.49	1.0	0.80	15.00	6.20
46	52°10	77°07	Boréale	-259	-468	220.98	161.82	1012.02	5.0	1.20	19.50	7.50
47	52°06	77°13	Boréale	-263	-478	240.79	63.70	801.56	1.2	0.80	21.90	5.20
48	52°04	77°16	Boréale	-266	-483	240.79	11.03	428.79	1.2	0.80	21.70	5.60
49	52°03	77°18	Boréale	-265	-483	231.65	55.03	163.63	2.5	1.10	20.60	6.30
50	52°00	77°18	Boréale	-270	-488	219.46	64.92	914.30	2.5	0.85	23.20	5.30
51	51°52	77°22	Boréale	-283	-505	195.07	1114.50	6015.35	14.0	2.30	21.00	7.00
52	51°30	77°27	Boréale	-306	-548	225.55	76.26	362.27	5.5	2.30	21.20	7.10
53	51°24	77°27	Boréale	-323	-550	213.36	6.60	102.67	1.3	1.20	23.60	6.80
54	51°14	77°29	Boréale	-333	-575	234.70	354.20	632.60	3.0	3.00	19.90	7.00
55	51°06	77°33	Boréale	-358	-591	252.98	5.65	32.89	6.3	4.20	20.60	-6.60
56	50°43	77°40	Boréale	-383	-583	243.84	326.23	1730.73	2.6	0.85	20.50	6.80
57	50°35	77°34	Boréale	-410	-648	292.61	6.60	184.93	4.0	1.20	20.50	6.10
58	50°06	77°05	Boréale	-475	-698	266.00	215.59	15913.03	1.0	0.60	23.50	7.00
59	49°48	77°21	Boréale	-498	-730	273.00	214.77	537.94	1.5	0.50	21.50	6.20
Minimum	49°48	75°43		-498	-730	5.00	4.50	14.61	1.0	0.50	13.00	5.10
Maximum	59°32	78°13		428	188	292.61	1114.50	15913.03	18.5	6.60	23.60	8.20
Moyenne	54°47	77°15		-31	-214	162.79	75.08	629.41	4.2	2.28	18.19	6.66

Tableau 2.1 Suite.

Lac	Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SiO ₂ (mg l ⁻¹)	PTN ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PTF ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PRS ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NKT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NO ₂ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NH ₃ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NO ₃ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NOP (mg l ⁻¹)	COP (mg l ⁻¹)	COD (mg l ⁻¹)	ClD (mg l ⁻¹)	Mg (mg l ⁻¹)
1	80	0,08	32,8	6,9	1,0	351	2	5	SLD	0,23	1,90	5,6	4,3	1,7
2	56	0,31	14,4	3,2	0,6	254	3	SLD	SLD	0,11	1,08	3,8	3,8	1,6
3	170	0,10	15,4	3,9	0,7	290	1	SLD	SLD	0,10	0,97	4,8	4,8	4,3
4	21	0,31	17,5	3,0	0,8	199	1	SLD	SLD	0,11	0,85	4,0	1,3	0,6
5	40	0,31	10,9	3,6	0,6	201	SLD	6	SLD	0,06	0,59	3,3	2,2	1,1
6	45	0,33	13,2	3,9	1,0	276	SLD	SLD	SLD	0,06	0,46	4,3	1,8	1,3
7	22	0,22	4,7	1,7	0,6	147	1	SLD	SLD	0,04	0,33	2,5	1,2	0,6
8	27	0,47	4,1	1,8	0,4	118	SLD	SLD	SLD	0,03	0,43	2,9	1,1	0,7
9	30	0,19	3,5	1,7	0,6	129	2	SLD	SLD	0,04	0,47	3,6	1,5	0,7
10	34	0,46	19,3	4,7	1,1	294	1	SLD	SLD	0,13	1,13	5,2	2,1	1,0
11	36	0,49	2,9	1,3	0,8	96	1	SLD	SLD	0,03	0,40	3,1	1,6	0,8
12	32	0,29	7,0	1,7	1,2	175	1	SLD	SLD	0,04	0,29	3,4	2,5	1,2
13	19	1,03	9,5	1,2	0,8	75	1	SLD	SLD	0,01	0,29	3,1	1,3	0,5
14	16	0,40	3,2	1,1	0,4	56	1	SLD	SLD	0,04	0,40	2,7	0,7	0,4
15	10	0,14	1,0	0,6	0,5	32	2	SLD	SLD	0,07	0,67	2,3	0,7	0,2
16	18	0,45	10,6	1,6	0,9	254	2	SLD	SLD	0,10	0,94	6,5	1,2	0,6
17	15	2,52	5,0	1,8	0,9	116	2	SLD	SLD	0,02	0,25	5,4	0,6	0,5
18	30	1,14	12,7	3,9	2,3	337	3	2	SLD	0,09	0,63	11,2	1,5	0,9
19	19	2,34	5,2	1,8	1,0	118	2	SLD	SLD	0,03	0,37	6,0	0,7	0,5
20	24	0,79	17,0	5,1	1,7	334	2	3	SLD	0,04	0,41	8,2	1,3	0,6
21	49	1,59	9,4	2,5	1,3	197	1	SLD	SLD	0,04	0,46	6,0	3,5	1,1
22	16	0,73	3,5	0,7	0,6	147	1	2	SLD	0,03	0,32	3,6	0,8	0,3
23	12	0,31	5,3	3,1	0,6	358	1	1	SLD	0,04	0,47	3,4	0,3	0,3
24	27	0,61	5,5	2,2	1,1	216	1	3	SLD	0,04	0,32	4,8	0,9	0,5
25	26	1,14	8,3	2,5	1,5	254	2	8	SLD	0,05	0,49	8,0	0,9	0,6
26	23	0,46	25,2	8,4	3,8	387	3	2	SLD	0,06	0,66	11,1	0,6	0,6
27	20	0,33	15,9	4,6	1,2	305	2	2	SLD	0,07	0,65	5,2	1,3	0,6
28	21	0,90	8,4	1,4	1,0	203	1	2	SLD	0,06	0,51	4,9	1,3	0,6
29	21	0,23	15,4	4,2	1,4	216	2	1	SLD	0,09	0,78	6,4	0,9	0,6
30	24	0,69	9,8	1,8	1,3	304	SLD	6	SLD	0,07	0,93	5,9	1,0	0,5
31	39	1,26	13,9	3,3	2,1	349	3	5	1,9	0,08	0,78	7,8	1,7	0,8
32	30	0,33	10,3	5,0	1,3	361	2	2	SLD	0,03	0,40	8,1	1,0	0,8
33	16	1,86	10,6	3,4	1,6	228	3	SLD	SLD	0,06	0,73	11,9	0,9	0,5
34	22	0,40	11,8	2,3	1,4	184	3	SLD	SLD	0,10	1,08	7,0	0,6	0,3
35	40	5,48	5,7	2,1	0,9	140	1	SLD	SLD	0,06	0,66	6,5	3,6	0,7
36	22	0,48	17,3	3,1	1,4	257	2	SLD	SLD	0,10	1,11	9,6	0,6	0,4
37	27	1,60	19,7	4,0	2,1	296	4	SLD	SLD	0,14	2,12	13,2	1,3	0,6
38	50	2,92	13,3	5,3	1,4	207	3	SLD	SLD	0,07	0,63	8,1	4,2	1,1
39	27	4,36	9,4	5,8	3,3	213	2	SLD	SLD	0,06	0,54	10,1	0,6	0,5
40	16	4,63	17,8	10,6	4,1	260	5	SLD	SLD	0,11	1,26	13,5	0,5	0,4
41	20	2,42	10,9	3,2	2,0	208	3	SLD	SLD	0,11	0,70	9,1	1,1	0,6
42	30	0,41	7,4	2,5	1,1	208	3	SLD	SLD	0,10	0,83	7,1	1,1	0,5
43	15	5,65	7,4	2,4	1,6	200	3	5	SLD	0,07	0,46	9,9	0,9	0,4
44	21	0,53	16,4	5,0	2,7	262	1	8	3,7	0,20	1,98	11,7	0,2	0,3
45	10	0,32	24,4	7,8	3,7	283	5	SLD	SLD	0,24	2,05	12,3	0,3	0,2
46	11	3,62	8,7	3,4	2,9	172	5	SLD	SLD	0,08	0,75	11,9	0,4	0,2
47	32	1,57	15,2	8,1	6,3	324	7	8	SLD	0,16	1,22	18,1	0,2	0,2
48	20	2,69	13,6	10,1	7,7	396	8	8	SLD	0,09	0,68	19,4	0,3	0,2
49	13	2,49	11,8	3,9	3,0	197	5	12	SLD	0,06	0,90	8,0	0,2	0,2
50	29	3,38	7,7	5,7	5,5	266	6	5	SLD	0,06	0,66	16,3	0,3	0,3
51	15	3,97	6,0	5,2	2,1	203	3	5	1,3	0,02	0,42	9,9	0,5	0,4
52	21	4,09	6,4	4,3	2,4	189	3	SLD	SLD	0,05	0,50	10,6	0,6	0,4
53	29	0,82	6,9	5,4	3,3	250	4	SLD	SLD	0,09	0,77	10,8	0,2	0,3
54	19	1,15	7,4	2,8	0,8	130	2	SLD	SLD	0,11	0,78	6,3	1,2	0,6
55	18	2,10	4,5	4,0	1,1	206	1	11	SLD	0,09	0,56	8,2	1,0	0,6
56	28	3,24	17,1	5,4	2,4	200	4	SLD	SLD	0,15	1,05	11,8	1,6	1,0
57	55	4,03	5,7	5,2	2,6	284	4	SLD	SLD	0,25	1,86	13,8	2,7	1,4
58	30	4,51	22,6	7,5	3,2	352	3	SLD	SLD	0,16	1,12	16,3	2,0	1,4
59	33	1,80	48,9	4,0	1,1	315	2	18	SLD	1,40	12,70	9,2	4,0	1,4
Minimum	10	0,08	1,0	0,6	0,4	32	1	1,0	1,3	0,01	0,25	2,3	0,2	0,2
Maximum	170	5,65	48,9	10,6	7,7	396	8	18	3,7	1,40	12,70	19,4	4,8	4,3
Moyenne	29	1,55	11,8	3,8	1,8	230	3	5	2,3	0,10	0,98	7,9	1,4	0,7

Tableau 2.1 Suite.

Lac	Ca (mg l ⁻¹)	Na (mg l ⁻¹)	K (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	SO ₄ (mg l ⁻¹)	CHLaN (µg l ⁻¹)	CHLaC (µg l ⁻¹)	Al (µg l ⁻¹)	Ba (µg l ⁻¹)	Be (µg l ⁻¹)	Cd (µg l ⁻¹)	Co (µg l ⁻¹)	Cr (µg l ⁻¹)	Cu (µg l ⁻¹)
1	4.6	10.5	0.8	15.90	5.9	4.4	2.1	91	1.7	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
2	3.4	7.4	0.6	10.70	4.4	6.6	4.3	36	1.3	SLD	SLD	1	SLD	SLD
3	6.2	28.3	1.4	54.60	8.9	3.9	2.4	37	2.8	SLD	SLD	1	SLD	SLD
4	1.1	2.6	0.2	4.28	1.8	6.3	5.0	27	1.3	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
5	2.9	5.3	0.4	9.47	3.0	6.6	4.1	SLD	1.5	SLD	SLD	1	SLD	SLD
6	2.3	4.9	0.4	8.81	4.5	7.0	6.1	55	1.4	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
7	1.2	2.5	0.2	4.27	2.1	5.7	4.8	12	1.2	SLD	SLD	1	SLD	SLD
8	1.6	3.2	0.2	6.09	2.0	5.6	3.8	SLD	1.1	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
9	1.7	4.2	0.3	7.44	2.3	2.2	2.0	SLD	1.1	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
10	2.2	3.6	0.3	5.07	3.9	4.9	4.0	82	1.5	SLD	SLD	1	SLD	3
11	2.2	4.4	0.3	8.28	2.5	3.5	2.7	18	1.2	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
12	2.4	7.1	0.5	11.30	3.9	4.6	3.5	18	1.6	SLD	SLD	1	SLD	1
13	1.7	1.8	0.2	3.23	1.9	2.4	2.1	17	1.7	SLD	SLD	1	SLD	SLD
14	0.8	1.9	0.2	3.49	1.4	3.1	1.6	17	0.8	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
15	0.8	1.2	SLD	2.38	1.7	4.0	2.7	SLD	1.1	SLD	SLD	1	SLD	SLD
16	1.2	1.7	0.3	2.26	2.1	1.2	1.0	69	1.1	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
17	0.7	1.7	0.2	3.19	2.0	2.0	1.6	69	1.5	SLD	SLD	1	SLD	SLD
18	2.2	3.0	0.3	4.31	4.0	2.0	0.2	144	3.7	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
19	0.9	2.3	0.2	4.13	2.5	1.4	1.2	130	2.1	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
20	1.5	2.4	0.2	3.35	3.2	5.0	3.9	111	2.8	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
21	4.9	2.8	0.4	3.50	3.8	3.0	2.4	78	10.4	SLD	SLD	SLD	SLD	1
22	0.8	1.3	0.2	1.95	1.7	2.4	1.2	27	3.1	SLD	SLD	1	SLD	1
23	0.6	1.2	SLD	2.42	1.4	6.6	4.4	29	2.9	SLD	SLD	1	SLD	SLD
24	1.1	2.9	0.2	4.78	2.1	2.4	1.1	51	3.6	SLD	SLD	1	SLD	SLD
25	1.1	2.8	0.2	4.03	3.3	3.0	1.8	117	3.1	SLD	SLD	1	SLD	SLD
26	1.2	2.5	0.2	4.42	4.5	2.0	0.5	209	3.8	SLD	SLD	1	SLD	SLD
27	1.0	1.3	0.3	1.74	1.8	1.4	0.8	70	1.5	SLD	SLD	1	SLD	SLD
28	1.4	1.8	0.3	2.47	2.3	0.4	SLD	55	1.3	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
29	1.2	2.0	0.3	2.94	2.2	2.0	0.8	85	1.9	SLD	SLD	SLD	SLD	1
30	1.6	2.3	0.2	4.40	1.9	2.7	1.9	23	2.8	SLD	SLD	1	SLD	SLD
31	2.4	3.5	0.3	5.33	3.3	2.3	1.0	41	2.9	SLD	SLD	1	SLD	1
32	1.3	2.3	0.3	3.77	2.4	1.8	1.0	91	1.1	SLD	SLD	1	SLD	SLD
33	1.9	1.0	0.3	1.31	3.7	2.4	1.9	139	2.9	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
34	1.5	2.0	0.2	3.68	3.1	2.7	1.1	41	5.7	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
35	5.3	2.4	0.4	2.91	3.0	2.8	2.2	15	6.7	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
36	1.5	2.1	0.3	3.26	3.2	3.4	2.4	86	2.5	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
37	3.1	2.4	0.3	3.17	4.2	8.1	2.5	188	4.0	SLD	SLD	1	SLD	SLD
38	6.8	2.7	0.6	3.74	4.9	4.3	3.2	95	5.8	SLD	SLD	1	SLD	SLD
39	1.7	3.0	0.4	5.65	4.7	2.4	2.0	191	3.8	SLD	SLD	1	1	SLD
40	1.5	1.5	0.3	2.34	5.2	3.9	3.6	367	3.9	SLD	SLD	1	1	1
41	1.8	1.8	0.4	2.44	3.8	2.0	1.6	167	3.6	SLD	SLD	SLD	SLD	1
42	1.6	3.4	0.5	6.55	2.2	2.3	2.1	37	6.0	SLD	SLD	1	SLD	SLD
43	1.4	1.1	0.2	1.19	3.5	2.7	2.2	149	3.2	SLD	SLD	1	SLD	SLD
44	0.9	2.4	0.3	4.79	5.0	4.6	2.3	300	3.0	SLD	SLD	1	1	1
45	0.3	0.7	0.2	1.57	4.2	7.5	4.4	146	1.5	SLD	SLD	SLD	1	1
46	0.8	0.6	0.2	1.16	4.5	3.7	3.4	221	3.3	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
47	0.9	2.5	0.2	5.25	6.7	4.3	3.5	299	4.1	SLD	SLD	1	SLD	1
48	0.8	0.7	SLD	1.96	7.7	2.3	2.0	307	3.2	SLD	SLD	SLD	1	SLD
49	0.9	0.9	0.2	1.81	4.3	1.9	1.6	157	2.8	SLD	SLD	1	SLD	1
50	1.1	2.0	0.2	3.85	6.5	3.4	3.0	255	4.0	SLD	SLD	SLD	1	SLD
51	1.5	1.0	0.2	1.46	3.8	1.3	0.9	169	2.9	SLD	SLD	1	1	SLD
52	1.4	2.0	0.3	3.25	3.8	2.3	1.9	129	2.7	SLD	SLD	1	SLD	SLD
53	0.7	3.2	SLD	6.31	3.9	1.7	1.1	175	2.9	SLD	SLD	1	SLD	SLD
54	2.2	0.8	0.3	1.40	2.7	1.7	1.2	84	2.9	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
55	1.8	0.5	0.2	0.88	3.1	1.8	1.5	110	2.9	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
56	3.4	1.3	0.4	2.06	4.5	2.3	1.8	943	9.8	SLD	SLD	1	2	1
57	4.8	4.6	0.2	8.38	4.5	2.7	1.9	250	5.8	SLD	SLD	1	SLD	SLD
58	3.6	1.4	0.5	1.26	5.0	7.2	5.8	1000	11.1	SLD	SLD	1	2	1
59	3.7	1.2	0.5	0.99	2.9	17.7	13.1	199	4.1	SLD	SLD	SLD	SLD	SLD
Minimum	0.3	0.6	0.2	0.88	1.4	0.4	0.2	12	0.8	<1	<1	1	1	1
Maximum	6.8	28.3	1.4	54.60	8.9	17.7	13.1	1000	11.1	<1	<1	1	2	3
Moyenne	2.0	3.0	0.3	5.03	3.5	3.7	2.6	149	3.2	<1	<1	1	1	1

Tableau 2.1 Suite.

Lac	Fe (µg l ⁻¹)	Li (µg l ⁻¹)	Mn (µg l ⁻¹)	Mo (µg l ⁻¹)	Ni (µg l ⁻¹)	Pb (µg l ⁻¹)	Sr (µg l ⁻¹)	V (µg l ⁻¹)	Zn (µg l ⁻¹)
1	348.0	SLD	1.9	SLD	SLD	SLD	23.7	1	SLD
2	178.0	1	2.1	SLD	SLD	SLD	23.2	SLD	SLD
3	112.0	1	4.9	SLD	SLD	SLD	43.6	SLD	1
4	133.0	SLD	1.7	SLD	SLD	SLD	6.3	SLD	SLD
5	97.0	SLD	2.2	SLD	SLD	SLD	15.4	SLD	SLD
6	189.0	SLD	4.0	SLD	SLD	SLD	15.6	SLD	SLD
7	16.0	SLD	1.7	SLD	SLD	SLD	6.5	SLD	SLD
8	69.0	SLD	2.5	SLD	SLD	SLD	9.7	SLD	SLD
9	27.0	SLD	1.6	SLD	SLD	SLD	11.0	SLD	SLD
10	268.0	1	3.1	1	SLD	SLD	12.8	SLD	SLD
11	30.0	SLD	2.2	SLD	SLD	SLD	15.3	SLD	SLD
12	50.0	1	3.3	SLD	SLD	SLD	14.7	SLD	SLD
13	25.0	SLD	1.2	SLD	SLD	SLD	10.5	SLD	SLD
14	30.0	SLD	2.6	SLD	SLD	SLD	4.9	SLD	SLD
15	5.0	SLD	1.6	SLD	SLD	SLD	4.5	SLD	SLD
16	157.0	SLD	3.2	SLD	SLD	SLD	7.0	SLD	SLD
17	74.0	SLD	3.9	SLD	2	SLD	5.6	SLD	2
18	211.0	SLD	4.7	SLD	SLD	SLD	16.5	SLD	1
19	103.0	SLD	3.7	SLD	SLD	SLD	8.5	SLD	1
20	210.0	SLD	7.6	SLD	SLD	SLD	10.5	SLD	SLD
21	123.0	SLD	23.0	SLD	SLD	SLD	43.2	SLD	SLD
22	22.0	SLD	2.8	SLD	SLD	SLD	6.3	SLD	SLD
23	40.0	SLD	2.1	SLD	SLD	SLD	4.9	SLD	SLD
24	44.0	SLD	2.9	SLD	2	SLD	9.5	SLD	SLD
25	115.0	1	3.4	SLD	SLD	SLD	9.1	SLD	SLD
26	609.0	SLD	13.3	SLD	SLD	SLD	7.7	SLD	1
27	138.0	SLD	8.4	SLD	SLD	SLD	7.4	SLD	SLD
28	69.0	SLD	3.5	SLD	SLD	SLD	10.9	SLD	SLD
29	208.0	SLD	15.4	SLD	SLD	SLD	8.1	SLD	SLD
30	875.0	SLD	4.0	SLD	SLD	SLD	9.1	SLD	1
31	741.0	1	9.4	SLD	SLD	SLD	14.9	SLD	1
32	138.0	SLD	3.1	SLD	SLD	SLD	8.0	SLD	2
33	406.0	SLD	7.1	SLD	SLD	SLD	14.1	SLD	1
34	97.0	SLD	2.1	SLD	SLD	SLD	9.9	SLD	1
35	95.0	SLD	13.0	SLD	SLD	SLD	27.7	SLD	SLD
36	185.0	SLD	6.7	SLD	SLD	SLD	9.0	SLD	1
37	373.0	SLD	16.3	SLD	2	SLD	15.7	SLD	1
38	136.0	SLD	15.7	SLD	SLD	SLD	42.3	SLD	SLD
39	362.0	SLD	7.2	SLD	2	SLD	14.0	SLD	1
40	574.0	1	10.7	SLD	2	SLD	11.3	1	2
41	540.0	SLD	11.9	SLD	2	SLD	11.5	SLD	1
42	61.0	1	9.9	SLD	2	5	10.2	SLD	1
43	225.0	SLD	5.9	SLD	SLD	SLD	11.4	SLD	1
44	722.0	1	18.8	SLD	SLD	SLD	7.9	2	4
45	326.0	SLD	8.1	SLD	2	SLD	2.9	2	4
46	533.0	SLD	13.1	SLD	SLD	SLD	7.7	SLD	2
47	670.0	1	14.3	SLD	2	SLD	7.6	SLD	5
48	726.0	SLD	10.7	SLD	SLD	SLD	6.9	SLD	3
49	468.0	SLD	12.4	SLD	2	SLD	6.5	SLD	6
50	525.0	SLD	11.2	SLD	SLD	SLD	8.9	SLD	4
51	159.0	SLD	5.1	SLD	2	SLD	10.0	1	1
52	181.0	SLD	6.2	SLD	SLD	SLD	9.8	SLD	2
53	344.0	1	11.0	SLD	SLD	SLD	5.6	SLD	4
54	74.0	1	5.1	SLD	SLD	SLD	10.9	SLD	SLD
55	116.0	SLD	2.7	SLD	SLD	SLD	7.4	SLD	2
56	832.0	1	20.8	SLD	3	5	15.3	2	3
57	305.0	SLD	12.8	SLD	2	SLD	21.3	SLD	2
58	1100.0	1	23.1	SLD	3	SLD	23.2	1	3
59	195.0	1	24.9	SLD	SLD	SLD	17.0	SLD	1
Minimum	5.0	1	1.2	1	2	5	2.9	1	1
Maximum	1100.0	1	23.0	1	3	5	43.6	2	6
Moyenne	267.3	1	7.9	1	2	5	12.9	1	2

Afin de rendre les variables comparables, elles ont dû être transformées pour obtenir une distribution normale. Le logiciel CALIBRATE (version 0.3, Juggins & ter Braak, 1992) a permis de vérifier la distribution des variables environnementales par un graphique de distribution des fréquences. Il a aussi permis de tester différentes transformations des variables [$\log_{10}(x)$, $\log_{10}(x+1)$ ou racine carrée] et de visualiser les distributions respectives afin d'arriver à choisir la distribution se rapprochant le plus d'une distribution normale. Les transformations subies par les variables sont présentées au tableau 2.2.

Tableau 2.2 Transformation des valeurs des variables environnementales

Valeur originale	Transformations		
	Racine carrée	$\log_{10}(x)$	$\log_{10}(x+1)$
Alt	DistF	Mn	Al
Ba	NOP	Prof	Bassin
Boréale	SiO2	Sr	Ca
DistA	SO ₄		CHLaC
Lat	Trans		CHLaN
Long			CID
NKT			Cl
NO ₂			COD
pH			Cond
Tarb			COP
Temp			Fe
Tfor			K
			Mg
			Na
			PRS
			PTF
			PTN
			Sup

2.2.3 Ordinations

Le terme ordination est utilisé pour définir les techniques multivariées basées sur des données d'assemblages d'espèces et/ou de variables environnementales en vue de répartir les sites le long de différents axes. Le but de l'ordination est de positionner les points sur deux axes, de façon à ce que les sites possédant des assemblages d'espèces similaires soient près les uns des autres (ter Braak, 1995).

Toutes les ordinations ont été faites à partir de la version 3.12 du logiciel CANOCO (ter Braak, 1988a). Trois analyses ont été utilisées et chacune a permis de comparer l'ensemble des données de différentes façons.

L'analyse en composantes principales ("principal components analysis" ou PCA) a été utilisée pour déterminer la relation entre les différentes variables environnementales, ainsi que la façon dont les variables environnementales varient en fonction des sites d'échantillonnage (les lacs). Quelques connaissances de base sont nécessaires lorsqu'il est question d'analyser ce type de graphique. La pointe de la flèche indique la direction où se trouve la variance maximale pour une variable, et son origine représente la moyenne. La longueur de la flèche est proportionnelle à la variance expliquée par cette variable. La distance entre la pointe de la flèche d'une variable et un axe exprime le poids relatif de cette variable pour déterminer la position de cet axe. Plus la flèche est rapprochée d'une autre flèche ou plus l'angle est faible entre les deux, plus elle est corrélée avec celle-ci (ter Braak, 1995).

L'analyse des correspondances "détendancées" ("detrended correspondence analysis" ou DCA) (Hill & Gauch, 1980) a été utilisée pour déterminer le patron de distribution général des espèces selon les sites échantillonnés. Le patron qui en ressort est indirect parce qu'il ne tient compte que des espèces et des sites échantillonnés. Ce type d'analyse prend pour acquis que la distribution des espèces est unimodale (ter Braak & Prentice, 1987), et nous donne aussi un indice quant à l'utilisation ultérieure de techniques d'ordination unimodales. La DCA permet de déterminer la longueur du gradient entre les sites qui sont séparés par la position des espèces dans l'ordination. Une longueur de gradient supérieure à deux écart-types signifie qu'il y a assez de séparation entre les sites pour utiliser des techniques d'ordination unimodales (Birks, 1995).

L'analyse canonique des correspondances ("canonical correspondence analysis" ou CCA) est le type d'ordination canonique qui a été utilisé. En plus d'illustrer le patron de distribution des espèces, l'ordination permet d'observer les

relations entre les espèces et chacune des variables environnementales. La CCA prend pour acquis que la distribution des espèces face à différentes variables environnementales est unimodale. Les sites qui ont un grand pourcentage d'une espèce donnée tendront à être situés près de cette espèce. Les variables environnementales sont représentées par des flèches qui déterminent chacune un axe où on peut projeter les points des espèces. L'ordre auquel on trouve les espèces le long d'un axe correspond approximativement à l'ordre de la moyenne pondérée des espèces par rapport à la valeur de cette variable. La façon d'interpréter les axes des variables environnementales d'une CCA est la même que pour une PCA. Pour chacune des CCA, la position des espèces dans l'ordination a été ajustée pour constituer la moyenne pondérée de la position des sites (qui sont eux-mêmes une combinaison linéaire des variables environnementales). L'influence des espèces rares a été diminuée dans toutes les ordinations effectuées.

2.2.4 Tri des données

Le tri des données effectué dans ce projet a été fait suivant différents ouvrages (Hall & Smol, 1992; Pienitz & Smol, 1993; Pienitz, Smol & Birks, 1995; Allaire, 1997; Hay *et al.*, 1997). Pour la PCA et la DCA, les variables environnementales et les données des espèces ont été testées afin de discerner si certains lacs pouvaient présenter des conditions extrêmes ou inhabituelles. Basé sur une PCA contenant toutes les variables environnementales et une DCA de toutes les espèces, les sites présents au-delà de l'intervalle de confiance de 95% (par rapport à la moyenne) pour un des deux premiers axes ont été enlevés. Pour la CCA, une CCA exploratoire a tout d'abord permis de détecter les variables environnementales ayant une influence extrême (>10X) sur certains sites en particulier (Birks, Juggins & Line, 1990). Ces sites ont été retirés des analyses subséquentes.

Le facteur d'inflation de la variance (VIF) a aussi été vérifié pour chacune des variables environnementales. Un VIF élevé indique une multicolinéarité importante,

c'est-à-dire une corrélation presque parfaite avec d'autres variables, ce qui signifie que sa contribution n'est pas unique. Une variable possédant un VIF trop élevé aura un coefficient canonique instable, et n'est donc pas interprétable (ter Braak, 1986). La variable qui a le plus haut VIF dans une CCA exploratoire est tout d'abord retirée et on répète cette étape jusqu'à ce que le VIF de toutes les variables soit inférieur à 15 (Hall & Smol, 1992; Hay *et al.*, 1997).

Des CCA contraintes à une seule variable environnementale ont été effectuées afin de déterminer le pourcentage de la variance expliquée par chacune des variables. Le test de permutation de Monte Carlo a permis de sélectionner les variables expliquant seulement une proportion significative de la variance totale (199 permutations sans restriction, $P \leq 0,05$). Les valeurs propres (de l'anglais "eigenvalues") (λ) ont aussi été vérifiées. Le λ d'un axe représente l'importance de cet axe dans l'ordination, parce qu'il témoigne de la dispersion maximale de la position des espèces le long de l'axe (ter Braak, 1995). Un rapport élevé du λ du premier axe sur celui du second (λ_1/λ_2) indique que la variance expliquée par le premier axe (contraint) est plus élevée par rapport au second (non contraint) et que la variable est importante pour expliquer la distribution des espèces (ter Braak, 1988b).

Une matrice de corrélation de type Pearson (Tableau 2.3) a été réalisée sur la base de données entière, afin de déterminer les variables environnementales corrélées entre elles de façon significative avec un test de Bonferroni ($P < 0,01$). Ce test a permis de détecter certaines variables fortement corrélées et redondantes. Des groupes de variables corrélées ont été formés dans le but de garder une variable pour représenter le groupe, seulement dans le cas où les autres variables en cause n'expliqueraient pas une partie significative de la variance totale. Une série de CCA partielles (pCCA) a ensuite permis de vérifier si les variables choisies n'expliquaient pas conjointement une même partie de la variance, et que la variance expliquée était bel et bien indépendante. La variable choisie a été utilisée comme la seule variable environnementale et la seconde variable comme la seule co-variable.

En faisant le test de permutation de Monte Carlo (199 permutations, $P \leq 0,05$), il a été possible de déterminer si la variance expliquée par la co-variable était indépendante de celle de la variable. Un $P \leq 0,05$ suggère que les variables sont indépendantes alors qu'un $P > 0,05$ suggère une dépendance entre les deux variables. Lorsque les deux variables étaient dépendantes l'une de l'autre, la variable qui expliquait la plus grande partie de la variance dans une CCA avec seulement cette variable était retenue.

À la suite de ces tests, des sélections "forward" et le test de permutation de Monte Carlo (199 permutations sans restriction, $P \leq 0,05$) ont été utilisés dans une CCA (avec toutes les données restantes) pour créer un sous-groupe de variables environnementales qui expliquent le plus grand pourcentage de la variance, de façon significative et indépendante. Ces variables sélectionnées sont celles qui pourront éventuellement être utilisées pour le développement de modèles de reconstitution. Cette CCA a aussi permis de déterminer la contribution relative des variables quant à la position des axes, entre autres en examinant la corrélation "inter-set". La corrélation "inter-set" permet d'analyser l'importance de chacune des variables environnementales pour déterminer l'emplacement de chacun des axes.

Tableau 2.3 Matrice de corrélation de Pearson contenant 35 variables environnementales (dont celles transformées) et 57 lacs inclus dans la PCA. Les corrélations à $P < 0,01$ sont indiquées par *, basées sur un test de Bonferroni.

	PTN	PTF	PRS	NKT	NO2	CD	COO	Mg	Ca	Na	K	Cl	SO4	SO2
PTN	1,00													
PTF	0,70 *	1,00												
PRS	0,45	0,78 *	1,00											
NKT	0,70 *	0,72 *	0,52 *	1,00										
NO2	0,29	0,59 *	0,82 *	0,34	1,00									
CD	0,15	-0,10	-0,42	0,01	-0,36	1,00								
COO	0,48	0,74 *	0,89 *	0,54 *	0,78 *	-0,30	1,00							
Mg	0,28	0,09	-0,29	0,20	-0,33	0,80 *	-0,20	1,00						
Ca	0,23	0,13	-0,12	0,09	-0,13	0,85 *	0,04	0,80 *	1,00					
Na	0,12	-0,05	-0,28	0,11	-0,33	0,83 *	-0,35	0,71 *	0,49	1,00				
K	0,41	0,13	-0,16	0,08	-0,17	0,72 *	-0,04	0,73 *	0,71 *	0,55	1,00			
Cl	0,04	-0,06	-0,23	0,08	-0,28	0,46	-0,36	0,56 *	0,34	0,96 *	0,40	1,00		
SO4	0,53	0,76 *	0,78 *	0,48	0,86 *	0,06	0,73 *	0,17	0,32	0,11	0,28	0,09	1,00	
SO2	-0,02	0,31	0,53	-0,03	0,47	-0,10	0,63 *	-0,14	0,21	-0,41	-0,02	-0,46	0,45	1,00
CHLAN	0,25	0,16	-0,08	0,15	-0,09	0,24	-0,14	0,28	0,21	0,33	0,18	0,32	0,20	-0,21
CHLAF	0,11	0,12	-0,07	-0,01	-0,08	0,20	-0,15	0,22	0,17	0,22	0,15	0,22	0,19	-0,04
COP	0,80 *	0,50	0,38	0,42	0,39	0,08	0,48	0,11	0,23	0,09	0,22	0,07	0,47	0,02
NOP	0,56 *	0,53	0,39	0,44	0,39	0,14	0,49	0,21	0,25	0,10	0,27	0,07	0,51	0,04
Al	0,52	0,64 *	0,72 *	0,49	0,56 *	-0,23	0,82 *	-0,08	0,00	-0,34	0,05	-0,38	0,80 *	0,54 *
Ba	0,21	0,29	0,37	0,17	0,26	0,22	0,49	0,19	0,49	-0,15	0,23	-0,23	0,37	0,53
Fe	0,72 *	0,76 *	0,76 *	0,66 *	0,55 *	-0,11	0,81 *	0,06	0,14	-0,10	0,17	-0,13	0,72 *	0,43
Mn	0,41	0,59 *	0,89 *	0,34	0,53	-0,07	0,75 *	-0,08	0,23	-0,28	0,13	-0,30	0,56 *	0,54 *
Sr	0,25	0,14	-0,04	0,12	-0,10	0,82 *	0,08	0,77 *	0,95 *	0,52	0,73 *	0,36	0,40	0,26
Lat	-0,11	-0,46	-0,68 *	-0,20	-0,81 *	0,40	-0,81 *	0,59	0,04	0,61 *	0,18	0,80 *	-0,41	-0,69 *
Sup	0,10	0,06	0,04	-0,20	0,11	0,09	0,13	0,08	0,23	-0,15	0,32	-0,21	0,15	0,31
Bassin	0,20	0,40	0,46	0,07	0,45	-0,08	0,53	0,03	0,20	-0,28	0,13	-0,34	0,48	0,63 *
Prof	-0,67 *	-0,52	-0,40	-0,72 *	-0,28	0,05	-0,43	-0,07	-0,02	-0,10	-0,05	-0,08	-0,39	0,17
Trans	-0,78 *	-0,74 *	-0,70 *	-0,71 *	-0,58 *	0,14	-0,75 *	-0,02	-0,07	0,08	-0,10	0,09	-0,65 *	-0,25
Temp	0,20	0,43	0,58 *	0,50	0,46	-0,30	0,67 *	-0,25	-0,09	-0,42	-0,34	-0,44	0,24	0,42
Cond	0,28	0,18	-0,09	0,27	-0,18	0,78 *	-0,05	0,82 *	0,78 *	0,83 *	0,65 *	0,75 *	0,33	-0,12
Boreale	0,27	0,44	0,63 *	0,36	0,47	-0,29	0,75 *	-0,30	0,02	-0,45	-0,06	-0,49	0,36	0,49
Tlor	-0,27	-0,30	-0,28	-0,18	-0,14	-0,20	-0,23	-0,16	-0,32	-0,14	-0,23	-0,09	-0,39	-0,05
Tarb	-0,12	-0,29	-0,51	-0,28	-0,42	0,42	-0,67 *	0,44	0,19	0,59 *	0,23	0,60 *	-0,14	-0,51
DistF	-0,10	-0,47	-0,68 *	-0,21	-0,58 *	0,35	-0,79 *	0,30	0,01	0,58 *	0,17	0,58 *	-0,41	-0,69 *
DistA	-0,11	-0,48	-0,68 *	-0,18	-0,62 *	0,38	-0,80 *	0,36	0,02	0,56 *	0,16	0,57 *	-0,44 *	-0,70 *

	CHLAN	CHLAF	COP	NOP	Al	Ba	Fe	Mn	Sr	Lat	Sup	Bassin	Prof	Trans
CHLAN	1,00													
CHLAF	0,88 *	1,00												
COP	0,32	0,15	1,00											
NOP	0,27	0,14	0,92 *	1,00										
Al	-0,19	-0,18	0,37	0,42	1,00									
Ba	0,02	0,04	0,26	0,27	0,46	1,00								
Fe	0,03	0,00	0,57 *	0,56 *	0,71 *	0,36	1,00							
Mn	-0,07	-0,07	0,37	0,38	0,66 *	0,68 *	0,68 *	1,00						
Sr	0,17	0,14	0,14	0,16	0,07	0,51	0,20	0,27	1,00					
Lat	0,32	0,24	-0,30	-0,34	-0,69 *	-0,56 *	-0,52	-0,70 *	0,06	1,00				
Sup	-0,03	0,00	0,03	-0,04	0,11	0,20	0,13	0,16	0,24	-0,16	1,00			
Bassin	0,02	0,07	0,14	0,13	0,48	0,47	0,37	0,43	0,24	-0,47	0,74 *	1,00		
Prof	-0,28	-0,11	-0,60 *	-0,61 *	-0,28	-0,12	-0,62 *	-0,29	-0,01	0,13	0,14	0,04	1,00	
Trans	-0,13	-0,06	-0,05	-0,63 *	-0,66 *	-0,30	-0,89 *	-0,80 *	-0,11	0,44 *	-0,11	-0,34	0,73 *	1,00
Temp	-0,45	-0,45	0,06	0,10	0,61 *	0,48	0,50	0,57 *	-0,05	-0,73 *	0,03	0,26	-0,31	-0,46
Cond	0,24	0,18	0,18	0,23	-0,07	0,24	0,13	0,07	0,79 *	0,29	-0,03	-0,05	-0,21	-0,10
Boreale	-0,35	-0,41	0,23	0,25	0,61 *	0,53	0,71 *	0,07	-0,82 *	0,09	0,26	-0,28	-0,28	-0,46
Tlor	-0,14	-0,09	-0,21	-0,24	-0,03	-0,20	-0,23	-0,22	-0,34	0,16	-0,13	-0,02	0,26	0,16
Tarb	0,48	0,51	-0,11	-0,11	-0,65 *	-0,44	-0,43	-0,63 *	0,15	0,80 *	-0,02	-0,27	0,14	0,39
DistF	0,29	0,20	-0,30	-0,36	-0,70 *	-0,61 *	-0,51	-0,68 *	0,03	0,96 *	-0,17	-0,52	0,12	0,42
DistA	0,28	0,18	-0,33	-0,37	-0,68 *	-0,55 *	-0,52	-0,68 *	0,05	0,96 *	-0,16	-0,49	0,13	0,43

	Temp	Cond	Boreale	Tlor	Tarb	DistF	DistA
Temp	1,00						
Cond	-0,06	1,00					
Boreale	0,80 *	-0,12	1,00				
Tlor	-0,14	-0,31	-0,45	1,00			
Tarb	-0,78 *	0,34	-0,80 *	-0,17	1,00		
DistF	-0,73 *	0,25	-0,77 *	0,14	0,75 *	1,00	
DistA	-0,68 *	0,27	-0,78 *	0,18	0,74 *	0,98 *	1,00

2.2.5 Modèle d'inférence

Plusieurs modèles d'inférence ont été testés dans le but d'obtenir le modèle le plus adéquat pour cette base de données. La WA a déjà été abordée succinctement à la section 2.2.1, mais sera expliquée plus en détail dans cette section. Cette technique prend pour acquis que les taxa sont plus abondants où ils trouvent des conditions optimales (pour une certaine variable). La WA se compose de deux étapes: régression et calibration. D'abord, la régression permet de créer un modèle en déterminant l'optimum et la tolérance de chacun des taxa face à une variable environnementale. Une façon simple et raisonnable d'estimer l'optimum d'un taxon face à une variable environnementale est de calculer la moyenne de toutes les valeurs de cette variable dans les lacs où le taxon est présent, et de la pondérer par l'abondance relative du taxon (Birks *et al.*, 1990). Quant à la calibration, elle permet d'effectuer des reconstitutions en estimant la valeur d'une variable environnementale à partir d'un assemblage d'espèces en utilisant la moyenne pondérée des optima de tous les taxa présents dans cet assemblage (Birks *et al.*, 1990).

Différents types de WA ont été réalisés afin de déterminer quel serait le meilleur modèle à utiliser. Une $WA_{(tol)}$ a été effectuée dans le but d'accorder un poids supérieur aux espèces démontrant une tolérance plus étroite par rapport à la variable environnementale utilisée (Birks *et al.*, 1990; Birks, 1994). Le type approprié de dé-rétrécissement (de l'anglais "deshrinking") a ensuite été choisi. Lorsque l'on effectue une reconstitution à partir d'une WA ou d'une $WA_{(tol)}$, la moyenne est utilisée deux fois (une fois dans la régression et une seconde fois dans la calibration), ce qui a pour effet de diminuer l'étendue des valeurs de la variable inférée (Birks *et al.*, 1990). Les logiciels offrent deux façons simples et linéaires de rétablir l'étendue des valeurs, soit une régression classique ou une régression inverse. La régression inverse est souvent utilisée parce qu'elle donne un RMSEP plus faible que la régression classique. La régression inverse provoque souvent une surestimation des basses valeurs et une sous-estimation des valeurs élevées. Pour ce qui est de la régression classique, celle-ci possède un dé-rétrécissement plus puissant parce que

les valeurs inférées sont plus éloignées de la moyenne (Birks *et al.*, 1990). Selon les reconstitutions à réaliser, la régression classique pourra être plus adéquate malgré un RMSEP plus élevé (Birks *et al.*, 1990).

Deux autres modèles d'inférence ont été testés, soit la PLS (moindres carrés partiels, de l'anglais "Partial Least Squares regression") et la WA-PLS (moyennes pondérées des moindres carrés partiels, de l'anglais "Weighted Averaging Partial Least Squares regression"). La PLS est une méthode qui tient compte des résiduels du modèle en les intégrant successivement sous forme de composantes (ter Braak & Juggins, 1993). La PLS est une analyse linéaire et est rarement adéquate lorsqu'on traite d'espèces ayant une distribution unimodale par rapport aux variables environnementales. La WA-PLS intègre la PLS à la WA et prend pour acquis que les espèces ont une distribution unimodale. La WA utilise seulement la variable environnementale choisie (équivalent à la première composante de la WA-PLS), alors que dans la WA-PLS, on tient compte des autres variables environnementales qui peuvent avoir une influence sur les assemblages d'espèces (sous forme de composantes). La WA-PLS donne souvent de meilleurs résultats que la WA parce qu'elle utilise les patrons qui subsistent dans les résiduels pour diminuer le biais et augmenter la puissance du modèle (ter Braak & Juggins, 1993). La PLS et la WA-PLS utilisent la régression inverse comme type de dé-rétrécissement. Malgré l'amélioration apportée par la WA-PLS, un certain biais subsiste parce que cette méthode utilise la régression inverse comme type de dé-rétrécissement (ter Braak & Juggins, 1993).

Tous les modèles ont été testés à deux reprises, une première fois avec l'abondance relative des espèces sans transformation et une seconde avec la racine carrée de l'abondance relative des espèces. Puisqu'un modèle possédant un coefficient de détermination (r^2) élevé entre les valeurs prédites et les valeurs observées indique que ces valeurs sont bien corrélées, le modèle choisi a été celui ayant le r^2 le plus élevé. De plus, ce modèle était aussi celui qui devait posséder le plus faible RMSEP (Wallack & Goffinet, 1989; ter Braak & Juggins, 1993). Il a aussi

été possible de vérifier s'il existait une tendance significative dans les résidus (les valeurs observées soustraites aux valeurs prédites).

Le r^2 et le RMSEP des modèles ont été calculés à l'aide du logiciel CALIBRATE (version 0.3, Juggins & ter Braak, 1992) qui utilise la méthode du **Jackknife** pour calculer l'erreur. Le Jackknife est une technique de ré-échantillonnage qui permet de retirer consécutivement chacun des échantillons pour l'utiliser comme échantillon-test (ter Braak & Juggins, 1993). La méthode du Jackknife est statistiquement plus rigoureuse que le modèle de régression apparent, et les modèles ainsi créés obtiennent donc un $\text{RMSEP}_{(\text{jack})}$ plus élevé que le RMSE apparent, ainsi qu'un $r^2_{(\text{jack})}$ plus faible (ter Braak & Juggins, 1993).

CHAPITRE 3

3. RÉSULTATS

3.1 Tri des données

La base de données initiale comprenait 59 sites, 49 variables environnementales et 516 espèces. À la suite de l'application des critères de sélection d'espèces (section 2.2.1) et de variables environnementales (section 2.2.2), la base de données a été réduite à 38 variables environnementales et 219 espèces; les 59 sites ont été conservés. Malgré cette réduction du nombre d'espèces et de variables, diverses vérifications statistiques ont été effectuées afin de déterminer qu'elles sont les variables qui déterminent le mieux la composition des communautés de diatomées, de façon significative et indépendante (en suivant les étapes mentionnées précédemment aux points 2.2.4 et 2.2.5).

Afin d'enlever l'influence directe des zones de végétation, les 3 variables concernées (Boréale, Tfor et Tarb) ont été traitées comme variables passives. De cette façon, le logiciel a permis d'illustrer l'influence apparente de ces variables par rapport aux sites d'étude et aux assemblages de diatomées. Les variables Lat, DistA et DistF ont été traitées de la même façon. De fait, ces variables ne peuvent pas être utilisées pour créer un modèle, parce qu'elles sont liées à des distances

géographiques dans un contexte environnemental qui peut être différent dans d'autres régions de même latitude.

Une première vérification des données a permis d'éliminer quelques variables environnementales. Les mesures de pH ont été retirées à cause de deux raisons principales. Deux instruments différents ont été utilisés pour prendre les mesures (un dans la partie sud du transect et l'autre dans la partie nord). De plus, l'instrument utilisé dans la partie nord du transect ne semblait pas être en mesure de fournir une valeur précise, la valeur donnée par l'appareil ne se stabilisant pas. Les valeurs d'altitude calculées à partir de cartes topographiques ont aussi été éliminées des analyses subséquentes. L'altitude a habituellement été utilisée dans différentes études (e.g. Weckström, Korhola & Blom, 1997a), afin de représenter les écarts de température et de végétation dus au relief (comparativement à celles correspondant à la latitude). Dans le cas de la présente étude, l'altitude n'était pas une variable adéquate car la région d'étude possède un écart d'altitude négligeable, soit moins de 290 m sur 1080 km. L'altitude est généralement plus faible au nord parce que les sites sont situés plus près du niveau marin actuel. La longitude est une autre variable qui a été supprimée des analyses, parce qu'elle n'avait pas d'importance écologique apparente, alors que la latitude a été retenue comme variable passive pour représenter le gradient nord-sud et les changements éoclimatiques associés. Les valeurs de NO₂ n'ont pas été considérées étant donné qu'elles étaient toutes trop près de la limite de détection de l'appareil de mesure.

Une PCA de toutes les variables environnementales retenues dans cette étude (38) a révélé que 6 lacs (1-3, 15, 58 et 59) étaient caractérisés par des conditions extrêmes ou inhabituelles quant à certaines variables environnementales. Dans la DCA de toutes les espèces (219), les lacs 19, 51 et 55 étaient caractérisés par des conditions extrêmes ou inhabituelles. Ces derniers étaient tous des lacs qui se sont avérés au-delà de l'intervalle de confiance de 95% (par rapport à la moyenne) pour au moins un des deux premiers axes. Malgré ce

fait, tous les lacs ont été utilisés dans les ordinations, afin de permettre une analyse de tous les sites.

Plusieurs CCA ont été effectuées afin d'arriver à un modèle adéquat pour la base de données. Les sites 59 et 3 ont tout d'abord été exclus parce qu'ils possédaient tous deux des variables qui avaient une influence extrême (>10X) sur les assemblages. Le facteur d'inflation de la variance (VIF) a ensuite été vérifié. Cinq variables (Cl, Ca, DIC, SRP et Cond) ont successivement été retirées à ce niveau parce qu'elles possédaient un VIF > 15. Des CCA contraintes à une seule variable ont révélé que les variables Ba et CHLaC n'expliquaient pas une partie de la variance de façon significative chez les espèces. Ces variables ont été supprimées. Une série de pCCA a permis d'identifier les variables qui étaient corrélées de façon significative à d'autres variables ($P < 0,01$ dans un test de Bonferroni) et qui n'expliquaient pas une partie supplémentaire de la variance de façon indépendante. Le tableau 3.1 résume les résultats des CCA et indique pour quelle raison chacune des variables a été retirée. Les variables conservées sont donc celles qui expliquaient une plus grande partie de la variance dans les groupes de variables corrélées. Chez les variables passives, la variable DistF a été enlevée parce qu'elle était fortement corrélée à la variable DistA. Tout ce filtrage de données a mené à une base de données de 8 variables environnementales, 219 espèces et 57 lacs.

Tableau 3.1 Groupes de variables corrélées et variable choisie pour représenter le groupe.

Meilleures variables	Retirées (VIF élevé)	Retirées (corrélées et moins importantes)
Mg	CID, Ca	K, Sr
Na	Cl, Cond	
COD	PRS	Al, Mn, Temp
SO ₄		TPF, Fe, Trans, Mn, COP, NOP
SiO ₂		Bassin
Prof		NKT, PTN
Sup		
CHLaN		

3.2 Ordinations

3.2.1 Analyse en composantes principales

Une PCA des 28 variables environnementales (même variables que pour les CCA) a été effectuée pour l'ensemble des lacs (figure 3.1). Les valeurs propres des deux premiers axes sont de $\lambda_1=0,33$ et de $\lambda_2=0,25$. Le pourcentage de la variance expliquée par les deux premiers axes est de 57,7%. L'axe 1 oppose les lacs aux eaux transparentes aux lacs colorés avec de plus fortes concentrations de matières en suspension (e.g. COD et COP), alors que l'axe 2 est directement lié aux ions majeurs et à la conductivité. Les lacs situés au nord sont plus dilués, donc plus transparents (e.g. 7-9 et 11). Parce qu'ils sont situés près de la côte de la Baie d'Hudson et subissent une légère influence marine, les lacs situés plus au nord possèdent aussi de plus fortes concentrations en ions majeurs et une conductivité électrique élevée (e.g. 1-3). Il semble que les lacs les plus profonds se trouvent pour la plupart dans la partie septentrionale de la région d'étude. L'âge récent de ces lacs et un taux de sédimentation généralement plus faible peuvent expliquer cette profondeur. À l'opposé, les lacs de la partie méridionale se distinguent par de fortes concentrations en COD, en SiO_2 et en nutriments (e.g. 47, 48, 56, 58, 59). La présence de bassins versants plus larges et d'une végétation terrestre plus dense explique des apports importants de ces éléments par les eaux de ruissellement. La température de l'eau de surface est naturellement plus élevée au sud. Près du centre de l'ordination, les cinq lacs de la toundra forestière (14, 16, 17, 19, 23) sont regroupés près de la variable correspondante (Tfor). D'autres lacs situés en bordure de la toundra forestière s'y trouvent aussi (e.g. 13, 22, 24 et 30). Ces lacs sont confinés à une zone intermédiaire de faible influence marine et de faibles concentrations en matières en suspension. Les trois lacs situés au centre de l'ordination (le centre représentant la moyenne pour chacune des variables) sont aussi des lacs situés au centre du transect (e.g. 25, 31 et 32), ce qui démontre que les sites étaient répartis de façon adéquate pour capter le gradient des variables

environnementales analysées. En effet, les 6 sites caractérisés par des conditions extrêmes (1-3, 15, 58, et 59) sont ceux qui occupent une position marginale dans l'ordination.

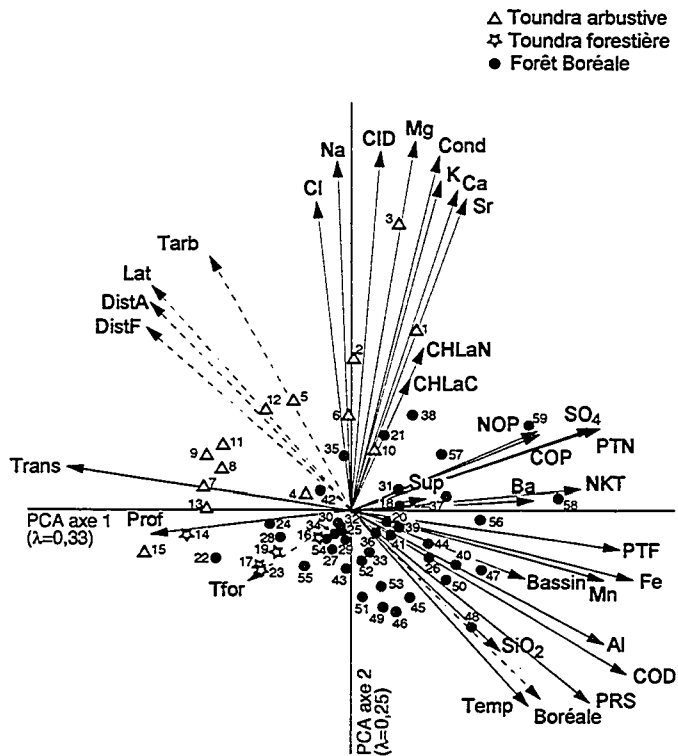


Figure 3.1 PCA des 28 variables environnementales pour les 59 lacs.

3.2.2 Analyse des correspondances détendancées

Une DCA avec 219 espèces a été effectuée sans les sites 3 et 59 qui avaient été retirés de la CCA, afin de rendre les résultats comparables à ceux de la CCA. Le pourcentage de la variance expliquée par les 2 premiers axes est faible (24,3%), ce qui est dû à la base de données contenant une grande richesse floristique et un grand nombre de valeurs égales à zéro (Stevenson *et al.*, 1991). Les valeurs propres sont $\lambda_1=0,62$ et $\lambda_2=0,23$. La longueur du gradient est 4,2 pour le premier axe et 2,4 pour le second, ce qui confirme la distribution unimodale des espèces. Le tableau 3.2 résume tous les résultats.

3.2.3 Analyse canonique des correspondances

Une CCA a été effectuée avec les 57 lacs, les 219 espèces et les 8 variables environnementales restantes (Mg, Na, COD, CHLaN, SO₄, SiO₂, Prof et Sup). Les valeurs propres pour les 4 axes sont de $\lambda_1=0,48$, $\lambda_2=0,29$, $\lambda_3=0,19$ et $\lambda_4=0,11$ (tableau 3.2). Le pourcentage de la variance expliquée par les deux premiers axes pour la relation entre les espèces et les variables environnementales est de 58,3%. En ce qui concerne le pourcentage cumulé de variance expliquée chez les espèces, les deux premiers axes donnent 19,3%. Les sélections "forward" et un test de permutation de Monte Carlo (199 permutations sans restriction, $P \leq 0,05$) ont permis de sélectionner un ensemble de 7 variables environnementales qui expliquaient une proportion significative ($P \leq 0,05$) de la variance des espèces. Ces variables sont en ordre décroissant de leur contribution: Mg, SiO₂, SO₄, Prof, COD, Na et Sup (tableau 3.3).

Tableau 3.2 Comparaison des résultats de la DCA et des deux CCA.

DCA des 219 espèces				
Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0,62	0,23	0,16	0,10
Longueur du gradient	4,15	2,41	2,52	1,86
Pourcentage cumulatif de la variance des données des espèces	15,5	21,3	25,2	27,8
CCA des 219 espèces et des 8 variables environnementales				
Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0,48	0,29	0,19	0,11
Corrélation entre les espèces et les variables environnementales	0,90	0,90	0,85	0,87
Pourcentage cumulatif de la variance des données des espèces	12,0	19,3	23,9	26,7
de la relation entre les espèces et les variables environnementales	36,4	58,3	72,3	80,9
CCA des 219 espèces et des 7 variables environnementales				
Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0,48	0,29	0,19	0,11
Corrélation entre les espèces et les variables environnementales	0,90	0,90	0,85	0,87
Pourcentage cumulatif de la variance des données des espèces	12,0	19,2	23,9	26,7
de la relation entre les espèces et les variables environnementales	37,9	60,9	75,2	84,1

Tableau 3.3 Variance expliquée par chaque variable environnementale avant les sélections "forward", la variance expliquée après l'addition de chacune des variables suivant les sélections "forward" et la variance expliquée (en %) dans une CCA avec la variable comme seule variable environnementale ainsi que le ratio λ_1/λ_2 .

Variables	Avant les sélections "forward"	Après les sélections "forward"	CCA d'une seule variable (%)	λ_1/λ_2
Mg	0,37	0,37	9,2	0,83
Na	0,31	0,08	7,6	0,68
SiO ₂	0,30	0,27	7,6	0,38
COD	0,28	0,10	7,0	0,58
SO ₄	0,22	0,24	5,5	0,37
Prof	0,21	0,13	5,1	0,33
CHLaN	0,15			
Sup	0,12	0,08	2,9	0,19

Les valeurs propres des deux premiers axes sont inchangées lorsqu'on effectue une CCA avec seulement les 7 variables choisies par les sélections "forward" (tableau 3.2). À elles seules, ces 7 variables expliquent (pour les deux premiers axes) 60,9% de la variance pour la relation entre les espèces et les variables environnementales et 19,2% de la variance chez les espèces. Le λ_1 des deux CCA (tableau 3.2) est assez comparable à celui de la DCA ($\lambda_1=0,62$). Ceci signifie qu'une grande partie de la variance des espèces est expliquée par les variables qui ont été sélectionnées. L'importance du premier axe a été confirmée par un test de permutation de Monte Carlo (999 permutations; $P=0,001$).

Le tableau 3.3 permet de comparer les résultats des CCA de chacune des 7 variables retenues par les sélections "forward" avec ceux de la CCA finale. Le Mg, le Na et le COD sont les variables qui expliquent la plus grande partie de la variance parmi les 7 variables, avec les λ_1/λ_2 les plus élevés, ce qui signifie qu'on peut créer des modèles d'inférence à partir de ces trois variables. Les autres pourraient aussi être utilisées pour le développement de modèles d'inférence (en particulier SiO_2 , SO_4 et Prof), mais avec moins de rigueur statistique.

Le tableau 3.4 permet d'analyser l'importance des variables environnementales pour chacun des axes. Le COD est fortement corrélé au premier axe, alors que le SiO_2 est légèrement mieux corrélé à l'axe 1 qu'à l'axe 2. Les variables Mg et Na sont toutes deux inversement corrélées à l'axe 1. Le SO_4 est surtout corrélé à l'axe 3 et, la profondeur à l'axe 2.

Lorsqu'on compare la position des lacs à celle des variables environnementales sur l'ordination de la CCA (figure 3.2), on observe un patron semblable à celui de la PCA. Les sites situés dans les quadrants de droite représentent les lacs du sud caractérisés par de fortes concentrations en matières en suspension. Les sites de la toundra arbustive sont situés à la gauche de l'ordination. Cette partie de l'ordination correspond aux valeurs élevées en Mg et en Na. Certains sites de la toundra forestière se trouvent dans le centre de

l'ordination, avec des valeurs intermédiaires en matières en suspension et en Mg. Plusieurs sites plus profonds se trouvent près de la variable Prof.

Tableau 3.4 Corrélation des 7 variables environnementales choisies par les sélection "forward" avec les quatre premiers axes.

Variable	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
COD	0,583	-0,072	0,328	0,536
Mg	-0,716	0,163	0,413	0,189
Na	-0,648	-0,202	0,275	0,005
SO ₄	0,297	-0,223	0,745	0,194
SiO ₂	0,537	0,491	0,321	0,278
Sup	-0,023	0,391	0,234	0,057
Prof	0,047	0,661	-0,099	-0,520

La distribution des espèces par rapport aux lacs et aux variables environnementales est illustrée à la figure 3.3. Le numéro correspondant à chacune des espèces est indiqué au tableau 3.5 et à l'annexe A. Les lacs de la forêt sont composés d'espèces planctoniques et benthiques qui sont majoritairement acidiphiles. Parmi les espèces planctoniques, on trouve *Asterionella formosa* (31), *Melosira arentii* (133), *Tabellaria flocculosa* (216) et, plus particulièrement, les espèces du genre *Aulacoseira* [e.g. *A. ambigua* (36), *A. canadensis* (37), *A. crassipunctata* (38), *A. distans* (39)]. Les espèces benthiques sont, quant à elles, principalement représentées par les genres *Eunotia* [e.g. *E. bidentula* (79), *E. exigua* (81), *E. faba* (82), *E. hemicyclus* (83), *E. incisa* (85), *E. meisteri* (87), *E. microcephala* (88), *E. naegelii* (89)] et *Pinnularia* [e.g. *P. sp.* [aff. *gibbiformis*] (204)].

Les lacs oligotrophes de la toundra arbustive se distinguent par de petites espèces benthiques appartenant aux genres *Achnanthes* [e.g. *A. laterostrata* (16), *A. levanderi* (17), *A. peragalli* (22), *A. pusilla* (23)], *Fragilaria* [e.g. *F. leptostauron* (115), *F. pinnata* var. *intercedens* (121), *F. pinnata* (123), *F. pseudoconstruens* (125)] et *Navicula* [e.g. *N. jaernefeltii* (155)].

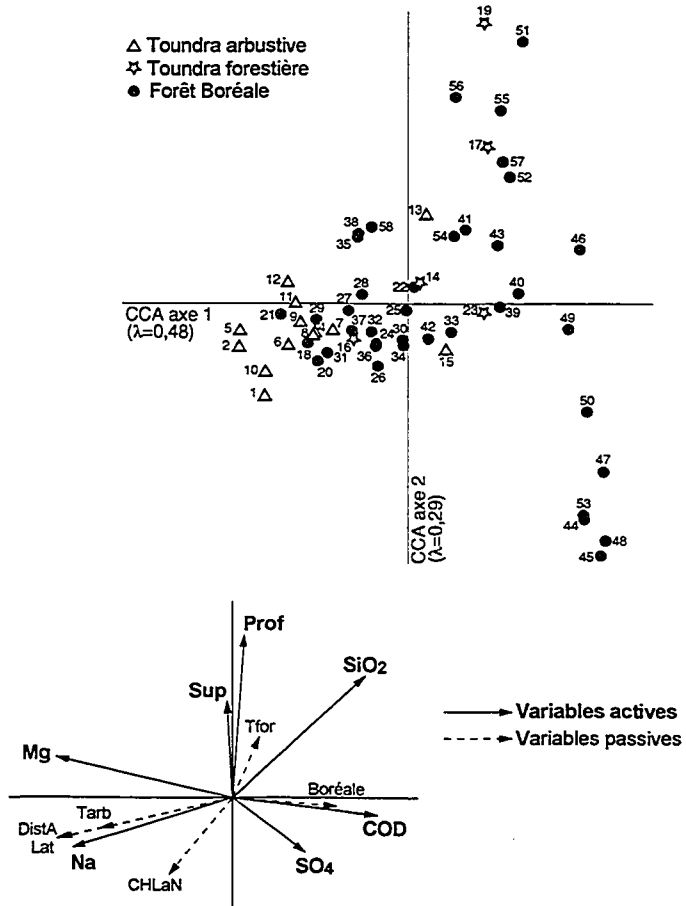


Figure 3.2 Ordination des sites pour la CCA incluant 57 lacs, 7 variables environnementales et 219 espèces.

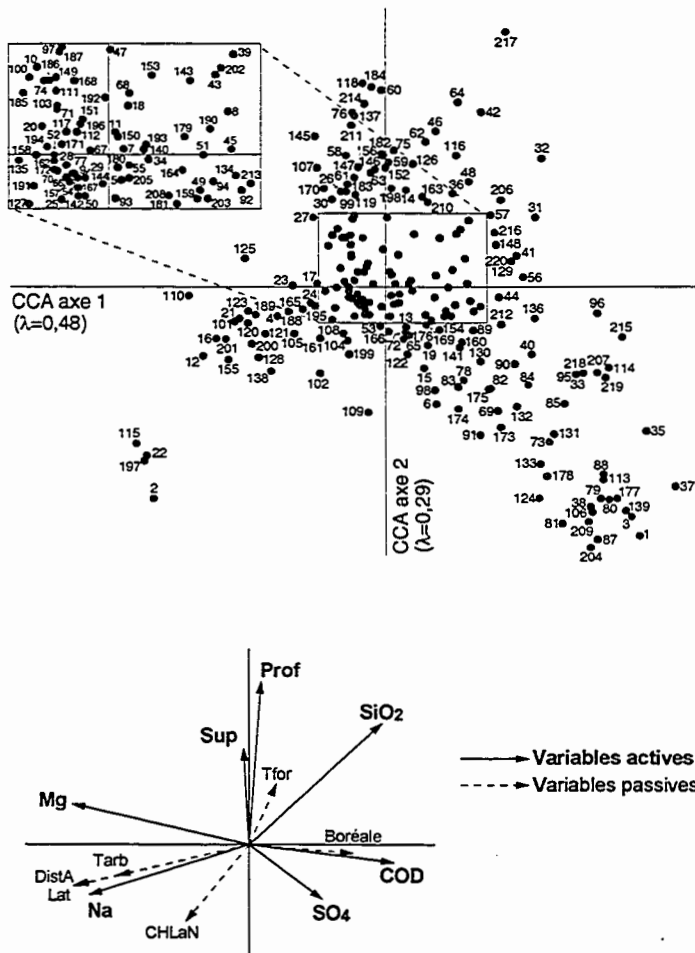


Figure 3.3 Ordination des espèces pour la CCA incluant 57 lacs, 7 variables environnementales et 219 espèces.

Tableau 3.5 Optima et tolérances des espèces (219) par rapport aux concentrations du COD, estimés à partir d'une WA, ainsi que le nombre de lacs où l'espèce a été trouvée et le N2 de Hill. Les espèces sont classées selon leur optima.

N°	Code du taxon	Nom du taxon	WA Opt.	WA Tol.	Lacs	N2 de Hill
3	ACHSP11	<i>Achnanthes</i> sp. 11	16,24	1,32	2	1,6
37	AULCANA	<i>Aulacoseira canadensis</i>	16,16	1,29	6	4,1
177	NAVSUCH	<i>Navicula suchlandtii</i>	14,81	1,37	5	3,1
139	NAVSP03	<i>Navicula</i> sp. 3	14,70	1,37	6	4,3
1	ACTPUNC	<i>Actinella punctata</i>	14,24	1,30	4	3,6
134	MELNYGA	<i>Aulacoseira</i> sp. [aff. <i>nygaardii</i>]	14,11	1,26	6	5,6
34	AULSP05	<i>Aulacoseira</i> sp. 5	13,67	1,16	3	2,8
204	PINCIBI	<i>Pinnularia</i> sp. [aff. <i>gibbiformis</i>]	13,48	1,35	3	3,0
76	DIPSMDI	<i>Diploëis smithii</i> var. <i>dilatata</i>	13,41	1,26	3	2,3
211	STAMITH	<i>Stauroneis smithii</i>	13,34	1,25	3	2,8
113	FRAHUTU	<i>Fragilaria hungarica</i> var. <i>tumida</i>	13,21	1,34	7	5,6
106	FRACONS	<i>Fragilaria constricta</i>	13,20	1,34	7	5,6
38	AULCRAS	<i>Aulacoseira crassipunctata</i>	13,14	1,30	9	7,8
215	TABBINA	<i>Tabellaria binalis</i> var. <i>elliptica</i>	13,11	1,32	8	6,8
79	EUNBIDE	<i>Eunotia bidentata</i>	13,10	1,29	11	8,8
88	EUNMICR	<i>Eunotia microcephala</i>	13,07	1,30	11	9,2
80	EUNBIMU	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i>	13,05	1,31	7	5,9
219	SPO0002	<i>Fragilaria</i> sp. 11	12,75	1,38	4	3,8
209	PINSP01	<i>Pinnularia</i> sp. 1	12,44	1,36	11	8,2
114	FRALATA	<i>Fragilaria lata</i>	12,36	1,39	8	6,8
133	MELAREN	<i>Melosira arentii</i>	12,34	1,33	11	8,6
87	EUNMEIS	<i>Eunotia meisteri</i>	12,20	1,43	8	5,6
36	AULSP09	<i>Aulacoseira</i> sp. 9	11,93	1,54	4	3,3
95	EUNSEMI	<i>Eunotia seminulum</i>	11,76	1,60	12	10,0
96	EUNSP01	<i>Eunotia</i> sp. 1	11,73	1,26	10	8,4
124	FRAPSCA	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. (?nov) spec. Nr. 4 Julma Ölkky]	11,58	1,43	3	2,4
207	PINSILV	<i>Pinnularia silvatica</i>	10,94	1,96	5	4,0
81	EUNEXIG	<i>Eunotia exigua</i>	10,89	1,42	5	3,8
73	CYMSHUB	<i>Cymbella</i> sp. [aff. <i>shubarti</i>]	10,81	1,47	19	15,8
131	FRURHOM	<i>Frustulia momboides</i>	10,80	1,43	30	19,2
184	NITACIC	<i>Nitzschia acicularis</i>	10,64	1,17	4	3,1
32	ASTSP01	<i>Asterionella</i> sp. 1	10,60	1,46	1	1,0
85	EUNINCI	<i>Eunotia incisa</i>	10,50	1,57	15	13,6
83	EUNHEMI	<i>Eunotia hemicyclus</i>	10,36	1,44	6	4,7
57	CALBRAN	<i>Caloneis</i> sp. [aff. <i>brandenii</i>]	10,23	1,12	5	4,2
137	NAVSP26	<i>Navicula</i> sp. 26	10,20	1,43	3	2,6
152	NAVGRE	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>egregia</i>]	10,20	1,55	3	2,8
48	AULSP02	<i>Aulacoseira</i> sp.-2	10,15	1,27	7	6,1
129	FRUSP01	<i>Frustulia</i> sp. 1	10,10	1,46	1	1,0
220	SPO0004	<i>Navicula</i> sp. 36	10,10	1,46	1	1,0
31	ASTFORM	<i>Asterionella formosa</i>	10,07	1,31	25	17,7
42	AULDITE	<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>tenella</i>	10,01	1,38	19	14,0
84	EUNIATR	<i>Eunotia latraensis</i>	9,95	1,46	17	15,9
90	EUNNYMA	<i>Eunotia nymanniana</i>	9,91	1,53	7	6,4
136	NAVSP20	<i>Navicula</i> sp. 20	9,81	1,30	2	2,0
40	AULDINI	<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>nivalis</i>	9,77	1,60	6	5,1
140	NAVSP04	<i>Navicula</i> sp. 4	9,75	1,58	12	10,8
118	FRAPARA	<i>Fragilaria parasitica</i>	9,72	1,55	3	2,9
163	NAVNANA	<i>Naviculodicta nana</i>	9,70	1,39	12	10,9
122	FRAPILA	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>lanceolata</i>	9,67	1,52	18	16,6
107	FRACOB1	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>binodis</i>	9,62	1,79	6	3,9
212	STEDELI	<i>Stenopterobia delicatissima</i>	9,61	1,44	25	22,3
98	FRABINO	<i>Fragilaria</i> sp. 9	9,60	1,46	1	1,0
148	NAVDIFF	<i>Navicula difficillima</i>	9,56	1,21	14	11,1
206	PINPULV	<i>Pinnularia pluviana</i>	9,53	1,18	5	3,4
72	CYMNAVI	<i>Cymbella naviculiformis</i>	9,52	1,13	6	5,3
14	ACHIMPX	<i>Achnanthes impexiformis</i>	9,44	1,43	22	16,6

Tableau 3.5 Suite.

N°	Code du taxon	Nom du taxon	WA Opt.	WA Tot.	Occ.	N2 de Hill
75	DIPOCUL	<i>Diploëis</i> sp. [aff. <i>oculata</i>]	9,35	1,56	11	9,8
145	NAVCRYC	<i>Navicula cryptocephala</i>	9,34	1,57	6	5,0
178	NAVTENU	<i>Navicula tenuicephala</i>	9,30	1,63	3	2,6
174	NAVSOMU	<i>Navicula soehrensii</i> var. <i>musciicola</i>	9,30	1,46	7	6,1
56	CALBACI	<i>Caloneis bacillum</i>	9,06	1,46	6	5,5
173	NAVSOHA	<i>Navicula soehrensii</i> sp. [aff. var. <i>hessica</i>]	9,05	1,70	6	5,5
36	AULAMBI	<i>Aulacoseira ambigua</i>	9,00	1,45	37	29,0
92	EUNPRAE	<i>Eunotia praerupta</i>	8,97	1,58	17	15,5
166	NAVPSVE	<i>Navicula pseudoventralis</i>	8,96	1,39	8	7,2
198	NITSP01	<i>Nitzschia</i> sp. 1	8,95	1,37	8	6,5
109	FRADELI	<i>Fragilaria delicatissima</i>	8,94	1,06	2	1,6
39	AULDIST	<i>Aulacoseira distans</i>	8,91	1,58	34	26,5
44	AULPEFL	<i>Aulacoseira lirata</i> var. <i>perglabra</i> f. <i>floriniae</i>	8,84	1,65	39	28,6
78	EUNARCL	<i>Eunotia arcuata</i>	8,74	1,49	19	16,8
91	EUNPAUN	<i>Eunotia pectinatis</i> var. <i>undulata</i>	8,73	1,38	5	4,2
11	ACHFLEX	<i>Achnanthes flexella</i>	8,72	1,39	8	7,1
168	NAVPUMS	<i>Seliophora pupula</i> Morphotype Nr. 5 Mittersee	8,69	1,43	12	11,0
182	NITSP05	<i>Nitzschia</i> sp. 5	8,64	1,37	3	2,8
213	STEDENS	<i>Stenopterobia densestriata</i>	8,62	1,52	14	12,5
116	FRANANA	<i>Fragilaria nanana</i>	8,54	1,28	5	3,0
193	NITPALE	<i>Nitzschia palea</i>	8,42	1,41	30	25,8
105	FRACAVA	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	8,37	1,06	3	3,0
217	URCERIE	<i>Urosolenia eriensis</i>	8,31	1,37	5	3,9
154	NAVINDI	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>indifferens</i>]	8,31	1,57	28	23,2
47	AULSP01	<i>Aulacoseira</i> sp. 1	8,30	1,62	6	5,4
210	STANEOH	<i>Stauroneis neohyalina</i>	8,29	1,45	27	23,0
132	FRURHSA	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>saxonica</i>	8,27	1,79	21	17,1
190	NITGRAC	<i>Nitzschia gracilis</i>	8,27	1,44	31	24,6
102	FRACAAU	<i>Fragilaria capucina</i> sp. [aff. var. <i>austriaca</i>]	8,21	1,32	2	1,6
69	CYMHEBR	<i>Cymbella hebrida</i>	8,15	1,74	20	17,1
89	EUNNAEG	<i>Eunotia naegeli</i>	8,13	1,62	21	19,0
94	EUNRHYN	<i>Eunotia rhynchocephala</i>	8,08	1,36	14	12,8
119	FRAPIBI	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. <i>pinnata</i>]	8,05	1,15	4	3,5
60	CYCMICH	<i>Cyclotella michiganiana</i>	8,01	1,29	3	2,8
82	EUNFABA	<i>Eunotia faba</i>	8,01	1,71	15	13,2
33	AULSP03	<i>Aulacoseira</i> sp. 3	8,00	1,46	1	1,0
218	SPO0001	<i>Fragilaria</i> sp. 10	8,00	1,46	1	1,0
175	NAVSUBT	<i>Navicula perasubtilissima</i>	7,99	1,70	28	23,2
111	FRAFAME	<i>Fragilaria femelica</i>	7,98	1,32	15	12,9
58	CALMOLA	<i>Caloneis</i> sp. [aff. <i>molaris</i>]	7,96	1,49	2	1,9
49	BRABREB	<i>Brachysira brabisonnii</i>	7,94	1,55	29	21,1
143	NAVCOCC	<i>Navicula cocconeiformis</i>	7,94	1,45	24	21,5
216	TABFLOC	<i>Tabellaria flocculosa</i>	7,94	1,55	54	38,5
183	NITSP06	<i>Nitzschia</i> sp. 6	7,93	1,71	3	2,6
130	FRURHCR	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>crassinervis</i>	7,86	1,64	36	28,8
46	AULSUBA	<i>Aulacoseira subarctica</i>	7,81	1,36	14	12,2
126	FRATENE	<i>Fragilaria tenera</i>	7,72	1,34	7	5,8
147	NAVDETE	<i>Navicula detenta</i>	7,62	1,63	10	8,6
43	AULLIRA	<i>Aulacoseira lirata</i>	7,61	1,57	20	17,2
214	SURBOHE	<i>Sunrella bohemia</i>	7,61	2,24	2	1,8
170	NAVMEDI	<i>Navicula medocensis</i>	7,61	1,67	35	31,3
159	NAVLEPT	<i>Navicula leptocriata</i>	7,61	1,53	39	32,8
181	NEIAMPL	<i>Neidium amplicum</i>	7,61	1,50	24	22,9
117	FRANEOP	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. <i>neoproducta</i>]	7,60	1,36	11	10,2
30	AMPINAR	<i>Amphora inariensis</i>	7,55	1,62	7	6,4
146	NAVCRYT	<i>Navicula cryptotenella</i>	7,51	1,36	5	3,6
202	PINBRAA	<i>Pinnularia brauniana</i>	7,41	1,44	6	5,1
41	AULDINO	<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>nivaloides</i>	7,40	1,61	16	12,0
5	ACHALTA	<i>Achnanthes altaica</i>	7,38	1,43	9	7,9
7	ACHCARI	<i>Achnanthes carissima</i>	7,28	1,33	12	10,4
6	ACHBIAS	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>biasoletiana</i>]	7,26	1,42	6	4,5
161	NAVMINI	<i>Navicula minima</i>	7,25	1,38	19	15,9
151	NAVDISJ	<i>Navicula disjuncta</i>	7,23	1,58	18	16,3

Tableau 3.5 Suite.

N°	Code du taxon	Nom du taxon	WA	WA	Occ.	N2 de Hill
			Opt.	Tot.		
164	NAVOBSO	<i>Navicula obsoleta</i>	7,16	1,70	9	7,2
153	NAVHALO	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>halophiloides</i>]	7,14	1,44	6	4,8
208	PINSUBG	<i>Pinnularia subgibba</i>	7,12	1,68	12	10,7
50	BRAFOLL	<i>Brachysira foliis</i>	7,10	1,46	1	1,0
104	FRACAPE	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i>	7,09	1,26	13	10,7
203	PINDIMA	<i>Pinnularia divergensissima</i> var. <i>martinii</i>	7,07	1,86	4	3,9
187	NITDISS	<i>Nitzschia dissipata</i>	7,03	1,54	6	6,7
15	ACHKJEL	<i>Achnanthes kuelbsii</i>	7,03	1,45	6	5,5
51	BRAGARR	<i>Brachysira garrensis</i>	7,01	1,69	15	12,5
64	CYCSTEL	<i>Cyclotella stelligera</i>	7,01	1,55	28	17,2
13	ACHHELV	<i>Achnanthes helvetica</i>	6,97	1,20	4	3,7
8	ACHHLI	<i>Achnanthes chlidanos</i>	6,96	1,55	18	15,9
45	AULPERG	<i>Aulacoseira lirata</i> var. <i>perglebra</i>	6,96	1,75	27	22,0
196	NITRECT	<i>Nitzschia recta</i>	6,95	1,39	19	16,5
199	NITSPQ3	<i>Nitzschia</i> sp. 3	6,91	1,31	5	4,1
65	CYMSPO4	<i>Cymbella</i> sp. 4	6,86	1,48	3	2,8
99	FRABREV	<i>Fragilaria brevisstriata</i>	6,82	1,59	29	19,7
205	PINMES3	<i>Pinnularia mesolepta</i> morphotype 3	6,80	1,64	38	33,3
112	FRAFASC	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. <i>fasciculata</i>]	6,79	1,58	10	8,3
141	NAVAGRE	<i>Navicula aegrestis</i>	6,77	1,83	13	10,5
179	NAVVENT	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>ventralis</i>]	6,74	1,64	13	12,1
74	CYMSILE	<i>Cymbella sillesiaca</i>	6,73	1,50	10	8,8
93	EUNRHOM	<i>Eunotia</i> sp. [aff. <i>rhomboidea</i>]	6,63	1,53	8	7,2
19	ACHMAN3	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. spec. Nr. 3 Julma Ölkky cf. <i>marginulata</i>]	6,62	1,93	6	5,1
100	FRABRPA	<i>Fragilaria brevisstriata</i> sp. [aff. var. <i>papillosa</i>]	6,62	1,58	20	17,6
62	CYCPSEU	<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	6,58	1,52	36	22,9
158	NAVLAEV	<i>Navicula laevissima</i>	6,54	1,57	15	14,0
108	FRACOVE	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>	6,51	1,50	30	23,1
144	NAVCOEL	<i>Navicula cocconeiformis</i> fo. <i>elliptica</i>	6,45	1,56	26	23,5
22	ACHPERG	<i>Achnanthes peragalli</i>	6,41	1,43	2	1,6
128	FRASPO1	<i>Fragilaria</i> sp. 1	6,40	1,29	5	4,5
194	NITPERC	<i>Nitzschia perminuta</i> f. 1	6,39	1,52	32	27,6
29	AMPKIEG	<i>Amphipleura kriegeriana</i>	6,32	1,53	9	7,8
191	NITINCO	<i>Nitzschia</i> sp. [aff. <i>inconspicua</i>]	6,32	1,32	6	6,3
167	NAVJUPU	<i>Sellaphora pupula</i> Morphotyp Nr. 7 Mittersee	6,31	1,60	22	19,2
25	ACHSUBA	<i>Achnanthes subatomoides</i>	6,30	1,45	30	24,8
54	BRANECO2	<i>Brachysira neozaxilis</i> Morphotype II	6,29	1,53	29	21,1
142	NAVBRYO	<i>Navicula bryophila</i>	6,29	1,59	25	22,5
138	NAVSP01	<i>Navicula</i> sp. 1	6,26	1,24	9	8,2
192	NITLIEB	<i>Nitzschia liebethuthii</i>	6,25	1,47	11	8,8
24	ACHROSS	<i>Achnanthes rossii</i>	6,23	1,49	16	14,8
170	NAVSEMO	<i>Navicula seminuloides</i>	6,22	1,58	12	9,4
10	ACHDYDI	<i>Achnanthes diadema</i>	6,11	1,56	12	10,8
70	CYMINCE	<i>Cymbella incerta</i>	6,11	1,44	10	9,4
157	NAVKJEL	<i>Navicula kuelbsii</i>	6,10	1,55	24	19,2
127	FRAVIEX	<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>exigua</i>	6,10	1,54	53	40,7
71	CYMMINU	<i>Cymbella minuta</i>	6,03	1,59	17	15,7
162	NAVMINU	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>minuscule</i>]	5,96	1,50	10	9,2
68	CYMGRAC	<i>Cymbella gracilis</i>	5,92	1,50	31	27,5
180	NAVVITI	<i>Navicula vitiosa</i>	5,87	1,56	18	14,0
59	CYBOLE	<i>Cyclotella bodanica</i> var. aff. <i>lemanica</i>	5,84	1,57	24	19,5
150	NAVDIGU	<i>Navicula digitulus</i>	5,83	1,47	10	8,8
103	FRACAGR	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	5,80	1,37	4	3,5
20	ACHMINU	<i>Achnanthes minutissima</i>	5,80	1,50	49	42,7
12	ACHGRAN	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>grana</i>]	5,77	1,26	4	3,6
18	ACHMARG	<i>Achnanthes marginulata</i>	5,76	1,55	37	30,9
101	FRACAPU	<i>Fragilaria capucina</i>	5,75	1,47	7	6,4
2	ACHSP07	<i>Achnanthes</i> sp. 7	5,73	1,15	3	2,3
169	NAVSCHM	<i>Navicula schmassmannii</i>	5,73	1,68	19	15,6
171	NAVSEMU	<i>Navicula seminulum</i>	5,72	1,51	32	25,7
172	NAVSUBM	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>submuralis</i>]	5,71	1,55	24	19,8
9	ACHCURT	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>curtissima</i>]	5,68	1,55	39	32,9

Tableau 3.5 Suite.

N°	Code du taxon	Nom du taxon	WA	WA	Occ.	N2 de Hill
			Opt.	Tot.		
16	ACHLATE	<i>Achnanthes laterostrata</i>	5,53	1,35	4	3,8
123	FRAPINN	<i>Fragilaria pinnata</i>	5,46	1,49	42	28,2
186	NITBRYO	<i>Nitzschia bryophila</i>	5,44	1,37	7	6,1
23	ACHPUSI	<i>Achnanthes pusilla</i>	5,39	1,46	30	25,7
121	FRAPIIN	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>intercedens</i>	5,35	1,36	18	12,2
21	ACHOEST	<i>Achnanthes oestrupii</i>	5,31	1,37	8	7,1
165	NAVSSC	<i>Navicula pseudoscutiformis</i>	5,29	1,43	34	29,9
185	NITBACI	<i>Nitzschia bacillum</i>	5,17	1,62	9	8,5
188	NITFONT	<i>Nitzschia fonticola</i>	5,13	1,41	31	25,3
28	ACHSPO2	<i>Achnanthes</i> sp. 2	5,13	1,44	9	8,4
155	NAVJAER	<i>Navicula jaemefeltii</i>	5,07	1,39	17	13,0
28	ACHSUCH	<i>Achnanthes suchlandtii</i>	5,07	1,41	12	10,8
67	CYMGAEU	<i>Cymbella gaeumannii</i>	5,06	1,54	32	23,2
195	NITPERN	<i>Nitzschia perminuta</i> f. 2	5,05	1,53	28	23,8
197	NITVALD	<i>Nitzschia valdesriata</i>	4,97	1,28	7	4,8
200	NITSP04	<i>Nitzschia</i> sp. 4	4,95	1,60	3	2,4
97	FRASPO5	<i>Fragilaria</i> sp. 5	4,90	1,46	1	1,0
17	ACHLEVA	<i>Achnanthes lavenderi</i>	4,89	1,52	26	22,7
115	FRALEPT	<i>Fragilaria leptostauron</i>	4,78	1,19	3	2,5
4	ACHACAR	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>acares</i>]	4,77	1,36	3	2,7
55	BRASPO1	<i>Brachysira</i> sp. 1	4,69	1,79	10	7,0
52	BRAINTE	<i>Brachysira intermedia</i>	4,66	1,74	4	3,0
125	FRAPSCO	<i>Fragilaria pseudoconstruens</i>	4,64	1,44	18	13,3
189	NITFRU2	<i>Nitzschia frusulum</i> fo. 1 PISCES	4,59	1,35	4	3,0
53	BRANE01	<i>Brachysira neoexilis</i> Morphotype 1	4,52	1,70	5	3,7
135	NAVNR01	<i>Naviculadicta</i> sp. [aff. Nr. 1 Weinfelder Maar]	4,44	1,41	9	8,1
120	FRAPIAC	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>acuminata</i>	4,31	1,28	10	6,2
156	NAVKRAS	<i>Navicula krasskei</i>	4,18	2,21	3	2,4
201	PINBALF	<i>Pinnularia balfouriana</i>	4,17	1,44	13	10,8
176	NAVSUB2	<i>Navicula subtilissima</i>	4,14	1,96	3	2,4
148	NAVDIGO	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>digituloides</i>]	3,80	1,25	4	3,4
63	CYCROSS	<i>Cyclotella rossii</i>	3,56	1,33	12	8,9
110	FRAELLI	<i>Fragilaria elliptica</i>	3,42	1,12	4	3,7
27	ACHSPO1	<i>Achnanthes</i> sp. 1	3,24	1,12	7	6,0
66	CYMCESA	<i>Cymbella cesatii</i>	3,20	1,58	4	3,5
61	CYCOCEL	<i>Cyclotella ocellata</i>	2,99	1,11	7	5,3
77	EUNSP15	<i>Eunote</i> sp. 15	2,51	1,08	2	2,0

3.2.4 Régression et calibration des moyennes pondérées

Des 49 variables environnementales initiales, 7 se sont avérées appropriées pour le développement de modèles d'inférence. Le COD a été choisi parce qu'il est d'un intérêt spécial quant à la reconstitution des conditions paléo-optiques (Vincent & Pienitz, 1996; Pienitz & Vincent, non publié).

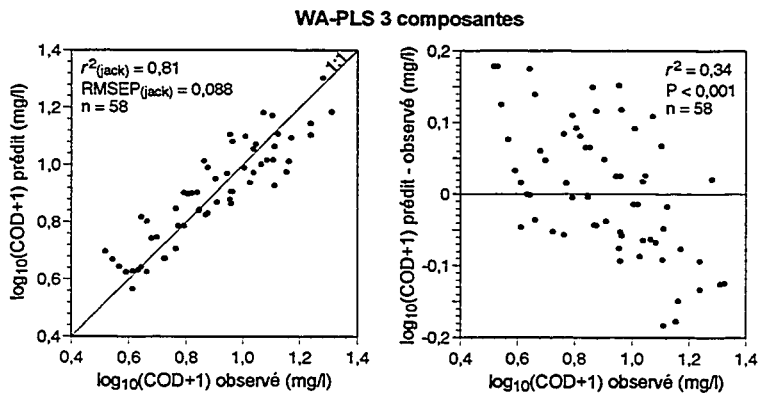
De tous les modèles testés, les trois composantes de la WA-PLS avec la racine carrée des espèces donnent les meilleurs résultats pour le COD (tableau 3.6). Le $R^2_{(back)}$ entre les valeurs prédites et les valeurs observées est de 0,77 et le

RMSEP_(jack) est de 0,10 (1,26 mg l⁻¹). Puisque ce modèle prédisait des concentrations en COD très différentes de celle observée pour le site 18, ce dernier a été retiré. Le modèle final contient donc 58 sites et 219 espèces et possède un $r^2_{(jack)}$ de 0,81 et un RMSEP_(jack) de 0,09 (1,23 mg l⁻¹). La figure 3.4 illustre la régression et les résidus du meilleur modèle. Le modèle possède une tendance à surestimer les faibles valeurs en COD et à sous-estimer les plus hautes valeurs. Cette tendance dans les résidus est significative, mais ne diminue pas réellement le potentiel du modèle puisque l'erreur est faible.

Tableau 3.6 Résultats des tests des différents modèles (les valeurs soulignées sont celles les plus élevées pour les r^2 et les plus faibles pour les RMSEP).

		Espèces non transformées		Racine carrée des espèces	
		Classique	Inverse	Classique	Inverse
WA	r^2	0,50	0,49	0,55	0,54
	RMSEP	0,17	0,14	0,16	0,14
WA ₍₁₈₎	r^2	0,55	0,55	0,60	0,59
	RMSEP	0,14	0,14	0,13	0,13
PLS 2 composantes	r^2		0,52		
PLS 3 composantes	RMSEP		0,17		
	r^2				0,73
WA-PLS 3 composantes	RMSEP				0,11
	r^2		0,71		0,77
WA-PLS 3 composantes (sans le site 18)	RMSEP		0,11		0,10
	r^2				0,81
	RMSEP				0,09

Figure 3.4 Régression et résidus des 3 composantes de la WA-PLS avec la racine carrée des espèces.



CHAPITRE 4

4. DISCUSSION

4.1 Tendances générales chez les espèces

Lors de la réalisation des comptages, plusieurs changements dans la composition floristique ont été observés entre les sites d'échantillonnages. Tout d'abord, les espèces présentes dans le sud du transect sont de plus grande taille que celles dans le nord, qu'elles soient benthiques ou planctoniques. Ensuite, les communautés du sud ont une plus grande abondance relative d'espèces planctoniques que celles du nord. Les communautés benthiques au nord de la limite des arbres sont dominées par les espèces du genre *Fragilaria*, ce qui confère au lac une plus faible diversité. Ces tendances ont été remarquées dans plusieurs études qui se situent de part et d'autre de la limite des arbres (e.g. Pienitz, Smol & Birks, 1995; Rühland, 1996; Allaire, 1997; Laing *et al.*, sous presse). Une autre tendance remarquée, qui n'est pas nécessairement présente dans d'autres études, est de trouver des espèces surtout alcaliphiles au nord et acidiphiles au sud.

Le nombre de frustules fragmentés diminue considérablement du sud vers le nord. Parce que ces fragments étaient présents, les comptages représentant les sites du sud contiennent un plus grand nombre d'espèces non identifiées. Il est, en

effet, difficile d'identifier une espèce avec seulement la partie centrale ou un fragment quelconque de la valve. Une prédation accrue dans le sud (productivité plus élevée) pourrait être une des causes de la présence de ces fragments. Les 219 espèces utilisées dans l'analyse statistique représentent, en moyenne, 84% du nombre total compté dans chacun des lacs. Ce pourcentage inférieur à 100% est en partie dû à l'application du critère du point 2.2.1, mais il est aussi causé par ces fragments d'espèces non identifiées.

4.2 Variables environnementales expliquant le mieux la répartition des espèces

Les variables environnementales qui seront discutées dans cette section sont celles qui ont été choisies par les analyses multivariées comme étant les plus importantes pour déterminer la distribution des espèces de diatomées. Puisque chaque variable représente un groupe de variables corrélées entre elles, il faut tenir compte de chacune des variables corrélées afin d'effectuer une interprétation valide.

4.2.1 Le magnésium

Le Mg représente un groupe de variables corrélées entre elles qui contient le K, le Sr, le Ca et le CID. Puisque le pH n'a pas été retenu dans cette étude (section 3.1), ce groupe de variables est celui qui reflète le mieux le pH des eaux lacustres parce qu'il est directement relié aux concentrations de CID. Les concentrations en CID sont généralement élevées dans les eaux alcalines, alors qu'elles sont faibles dans les eaux acides (e.g. Pienitz & Smol, 1993; Hein, 1997). L'influence du pH sur les communautés de diatomées a été démontrée dans plusieurs études (e.g. Birks, Juggins & Line, 1990b; Stevenson *et al.*, 1991; Vyverman *et al.*, 1996; Battarbee *et al.*, 1997; Weckström, Korhola & Blom, 1997b), mais le CID est aussi une variable qui semble être importante pour déterminer la structure des communautés de diatomées (Pienitz & Smol, 1993; Tamsin Laing, communication personnelle). Pienitz & Smol (1993) ont créé un modèle d'inférence pour le CID des lacs des Territoires du Nord-Ouest, mais c'est surtout le pH (e.g. Birks *et al.*, 1990; Battarbee *et al.*, 1997; Weckström, Korhola & Blom, 1997b) et l'alcalinité (e.g. Rühland, 1996; Allaire, 1997) qui ont été modélisés jusqu'à ce jour.

Le CID est constitué de CO_2 (aqueux), de bicarbonates (HCO_3^-) et de carbonates (CO_3^{2-}), dont les concentrations relatives varient selon le pH du milieu (Wetzel, 1983). Les lacs sont naturellement saturés en CO_2 par l'échange entre la surface de l'eau et l'atmosphère (Hein, 1997). La décomposition de la matière organique (e.g. COD) qui se produit à l'intérieur du lac ou dans les sols du bassin versant est une autre source de CID (Dillon & Molot, 1997).

Dans le présent transect, une forte proportion d'espèces acidiphiles (e.g. genres *Aulacoseira*, *Eunotia* et *Pinnularia*) a été notée dans le sud, alors que les espèces alcaliphiles (e.g. *Fragilaria* spp.) dominent dans le nord où on trouve de plus grandes concentrations en CID. Le CID est fortement corrélé avec les ions majeurs et avec la conductivité ($r = 0,70$) (tableau 2.3). Si on compare ces résultats avec d'autres études effectuées dans la région de la limite des arbres du Labrador (Allaire, 1997) et des Territoires du Nord-Ouest (Pienitz & Smol, 1993), on peut noter une légère différence. Ces deux transects comportent plusieurs lacs alcalins dans le sud, alors qu'en observant les concentrations en CID du présent transect, celui-ci semble être constitué de lacs alcalins au nord et de lacs plus acides au sud. Les concentrations rapportées par Pienitz, Smol & Lean (1997a) au Yukon varient entre 0,3 et 134,2 mg l^{-1} et entre 0,1 et 12,1 mg l^{-1} au Territoires du Nord-Ouest (1997b). Ces concentrations sont considérablement plus élevées que celles des lacs étudiés ici, qui oscillent entre 0,2 et 4,8 mg l^{-1} . Ces faibles valeurs sont peut-être dues au substrat rocheux du Bouclier canadien qui confère au lac un faible pouvoir tampon, comparativement à ceux des transects de Pienitz, Smol & Lean (1997a et b) qui renferment des lacs très alcalins dans le sud. Allaire (1997) précise dans son étude que c'est la nature du substrat rocheux qui a une grande influence sur les conditions chimiques de l'eau des lacs de la forêt boréale.

Turner *et al.* (1994) ont démontré que le CID était un facteur limitant à la photosynthèse des algues épilithiques dans la région des lacs expérimentaux (Experimental Lakes Area) du nord-ouest de l'Ontario. La photosynthèse des algues épilithiques diminuait avec les diminutions de CID causées par l'acidification

de ces lacs. Il semble que ces résultats soient concordant à ceux de la présente étude qui démontrent une plus faible représentation des espèces épilithiques dans le sud du transect, avec de faibles concentrations en CID. Malgré que les concentrations en CID soient plus élevées en eaux alcalines, la photosynthèse peut aussi être limitée par les faibles concentrations de CO₂ lorsque survient un "bloom" de phytoplancton (Hein, 1997).

L'étude de Kling *et al.* (1992) met en évidence trois principaux facteurs qui semblent contrôler la condition chimique de l'eau de certains lacs arctiques de l'Alaska. Le premier facteur tient compte des précipitations que reçoit le lac. Lors de grands vents, les embruns salins peuvent se rendre aux lacs et causer un enrichissement en ions majeurs. De plus, les eaux contiennent des concentrations en ions majeurs proportionnelles à celles des eaux côtières. Le second facteur est relié aux dépôts de surface et à la roche en place. Les lacs situés sur des dépôts calcaires (pierre à chaux, dolomite), ou renfermant de tels dépôts dans leur bassin versant, ont généralement des eaux alcalines très riches en calcium et en magnésium. Le dernier facteur dépend de l'âge du lac. Les lacs les plus âgés possèdent un bassin versant dont les dépôts glaciaires ont été grandement lessivés, ce qui confère à leurs eaux une plus grande dilution et une plus faible alcalinité. Les valeurs élevées en CID, Mg, K, Sr et Ca ainsi qu'en Na, Cl et Cond (section 4.2.2.) des sites nordiques, semblent être directement liées au premier et au troisième facteurs. Ces lacs sont situés en zone côtière et sont grandement influencés par la proximité de l'océan. Ils sont les plus jeunes du transect et ont un bassin versant rocheux avec une très faible couverture végétale.

D'après la CCA (figure 3.3), les diatomées qui semblent être les plus influencées par des valeurs élevées en Mg sont *Achnanthes pusilla*, *A. levanderi*, *Fragilaria elliptica*, *F. pinnata* et *F. pseudoconstruens*. Ces espèces peuvent aussi être influencées par de faibles concentrations en COD, parce que le Mg et le COD semblent inversement corrélés dans cette CCA.

4.2.2 Le sodium

Le sodium représente un groupe de variables contenant le chlore et la conductivité électrique. Ce groupe de variables met en évidence l'influence marine sur la chimie de l'eau de certains lacs (voir section 4.2.1). Les plus grandes valeurs de Na, de Cl et de Cond se trouvent dans la partie nord du transect, qui correspond aussi aux lacs de faible altitude situés à proximité de la côte.

Le groupe du sodium est bien corrélé au groupe du magnésium. Ces groupes ont été séparés lors de l'analyse statistique, parce qu'en plus d'expliquer une même portion de la variance (pour déterminer les assemblages d'espèces), chacun des groupes expliquait une partie supplémentaire de la variance, de façon significative et indépendante.

Quatre espèces semblent avoir été presque seulement trouvées dans des lacs de fortes concentrations en Na. Il s'agit de *Achnanthes* sp. 7, *A. peragalli*, *Fragilaria leptostauron* et *Nitzschia valdestrata*. Les espèces *Achnanthes* sp. [aff. *grana*], *A. laterostrata*, *Fragilaria* sp. 1, *F. capucina*, *Navicula* sp. 1, *N. jaernefeltii*, *Nitzschia* sp. 4 et *Pinnularia balfouriana* se trouvent aussi près des concentrations élevées en Na dans la CCA (figure 3.3). L'emplacement de ces espèces dans l'ordination peut aussi être dû à de faibles concentrations en SiO₂ et en COD.

4.2.3 Le carbone organique dissous

L'importance du COD a déjà été mentionnée dans l'introduction, mais sera approfondi parce qu'un modèle d'inférence a été créé pour cette variable. Le COD contenu dans les lacs a deux origines. Une partie de ce COD est autochtone et provient surtout de la production végétale (Schindler *et al.*, 1996), alors que l'autre est allochtone et provient des eaux de ruissellement du bassin versant (Engstrom, 1987). La corrélation significative entre le COD et le bassin versant et tous les

éléments qui en découlent (tableau 2.3), montrent que le COD est presque uniquement d'origine allochtone. Il a déjà été démontré que le COD contenu dans les lacs oligotrophes de petite taille des forêts boréales provenait surtout de l'humus des sols environnants (Wetzel, 1983; Engstrom, 1987). Les sols forestiers contiennent du COD produit principalement par l'activité microbienne, les exsudats racinaires et le lessivage de la matière organique (Schiff *et al.*, 1997). Environ la moitié de ce COD est représentée sous la forme d'acides fulviques et d'acides humiques (Sigg, Stumm & Behra, 1992). Les quantités de COD exportées d'un bassin versant par les eaux de ruissellement dépendent de différents facteurs. Le COD disponible à l'exportation vers les cours d'eau et les lacs est lié à la quantité d'humus contenu dans le sol, lequel dépend de la production primaire et du taux de décomposition de la matière organique (Reinikaine & Hyvärinen, 1997). De plus, la réponse du ruissellement aux précipitations varie d'un bassin versant à l'autre. Durant une période humide, les précipitations permettent, par exemple, de relâcher une plus grande quantité de COD qu'en période sèche (Hinton, Schiff & English, 1997).

Le COD présent dans les lacs a une grande influence sur les communautés aquatiques des zones tempérées (Schindler *et al.*, 1996) et subarctiques (Vincent & Pienitz, 1996). Il contrôle la disponibilité de la lumière pour la photosynthèse de deux façons, l'une directe, en atténuant le rayonnement photosynthétiquement actif (Vincent & Roy, 1993; Morris *et al.*, 1995; Schindler *et al.*, 1996) et l'autre indirecte, en influençant le réchauffement et le régime de mélange des couches de surface (Vincent & Pienitz, 1996; Scully, 1998). Il a récemment été suggéré qu'une diminution des concentrations de COD dû à un réchauffement climatique, à une sécheresse et à l'acidification anthropique des eaux, ait un effet plus important que les dommages causés par la diminution de la couche d'ozone (Schindler *et al.*, 1996; Yan *et al.*, 1996). La diminution des concentrations en COD (Schindler *et al.*, 1996) pourrait permettre une augmentation de la pénétration du rayonnement UV-B reconnu pour avoir un effet négatif direct et indirect sur les communautés aquatiques (Vincent & Roy, 1993). Un seuil de 4 mg l^{-1} a été établi pour les

concentrations en COD, seuil sous lequel une faible diminution en COD peut mener vers des changements majeurs d'exposition aux UV chez les organismes aquatiques (Laurion, Vincent & Lean, 1997).

La figure 4.1 situe les lacs du présent transect de part et d'autre de la limite des arbres, selon leur concentration en COD. Les lacs situés au sud de la limite des arbres (forêt boréale et toundra forestière) possèdent des concentrations de COD variant entre 2,7 et 19,4 mg l⁻¹ (moyenne: 9,2 mg l⁻¹), alors que ceux situés dans la toundra arbustive ont des concentrations inférieures à 5,6 mg l⁻¹ (moyenne: 3,7 mg l⁻¹) (tableau 2.1). Les concentrations en COD sont très fortement corrélées avec la latitude ($r = 0,80$) et inversement corrélées avec la transparence ($r = -0,79$) (tableau 2.3), démontrant ainsi que l'eau des lacs devient de plus en plus transparente vers le nord. D'autres transects montrent les mêmes tendances dans différentes régions nordiques comme, par exemple, dans le Nord-ouest canadien (Pienitz, 1993; Pienitz, Smol & Lean, 1997a et b), près de la rivière Lena en Russie (Tamsin Laing, communication personnelle) et au Royaume-Uni, en Norvège et en Suède (Kingston & Birks, 1990; Stevenson *et al.*, 1991). Ces résultats confirment la grande sensibilité des lacs des zones subarctiques à de faibles diminutions des concentrations en COD (Vincent & Pienitz, 1996; Vincent *et al.*, sous presse), en particulier ceux situés au nord de la limite des arbres.

Dans le présent transect, le COD représente un groupe de variables composé de l'aluminium, du manganèse, du phosphore réactif soluble et de la température. Les concentrations élevées en Al et en Mn peuvent provenir des eaux de ruissellement acidifiées par des concentrations élevées en H₂SO₄ (point 4.2.4). Le SRP est lui aussi le résultat des apports venants des eaux de ruissellement. La température est bien corrélée avec le COD, parce que les concentrations en COD sont plus élevées dans le sud, où les températures de l'air ambiant sont aussi plus élevées.

Une première reconstitution quantitative a été faite avec le COD dans l'étude de Pienitz, Smol & MacDonald (soumis). Cette reconstitution a permis de déceler les fluctuations de la densité de végétation du bassin versant de deux lacs, en extrapolant les différentes concentrations de COD de l'eau de chacun des lacs dans le passé.

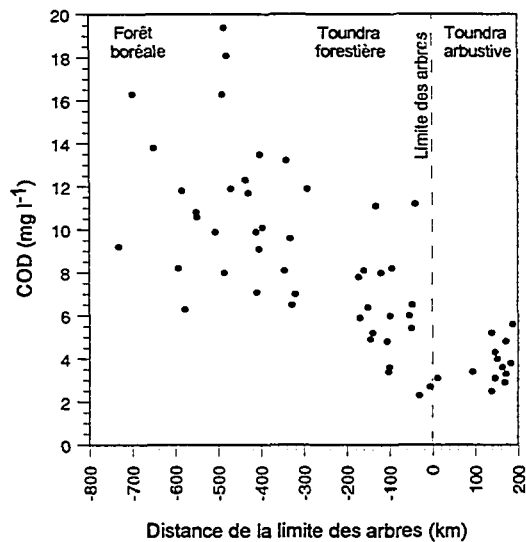


Figure 4.1 Concentrations en COD des 59 lacs par rapport à leur distance de la limite nord des arbres.

Selon la CCA (figure 3.3), un grand nombre d'espèces semblent être présentes dans les lacs possédant de fortes concentrations en COD. On y trouve, par exemple, *Aulacoseira* sp. 3, *A. distans* var. *nivalis*, *A. lirata* var. *perglabra* f. *floriniae*, *Eunotia* sp. 1, *E. naegeli*, *E. praeurupta*, *E. seminulum*, *Fragilaria lata*, *Navicula* sp.20, *Pinnularia silvatica*, *Stenopterobia delicatissima*, *S. densestriata* et *Tabellaria binalis* var. *elliptica*. L'emplacement de ces espèces dans l'ordination

peut aussi être dû aux faibles concentrations de Mg, le Mg étant inversement corrélé au COD.

4.2.4 Le SO₄

Le soufre est un élément important au niveau de la structure tridimensionnelle des enzymes et des protéines, et aussi dans les processus métaboliques comme la division cellulaire (Horne & Goldman, 1994). Il est rarement un élément limitant pour la croissance des organismes dans les milieux aquatiques, parce qu'il est naturellement très abondant sous forme de SO₄²⁻ (sulfate). (Horne & Goldman, 1994). Le sulfate autochtone provient de l'oxydation du H₂S qui se produit à l'interface eau-sédiment en présence d'oxygène. Le H₂S libéré des sédiments provient de la décomposition de la matière organique. L'utilisation de carburants fossiles a grandement déstabilisé le cycle du soufre en milieu aquatique. Cette combustion libère du soufre sous forme de SO₂ qui peut être rapidement transformé en acide sulfurique (H₂SO₄) et qui contribue à la formation de pluies acides (Horne & Goldman, 1994). De plus, lorsque les quantités de SO₂ augmentent dans l'air ambiant, la quantité de soufre augmente aussi dans le feuillage (surtout chez les conifères) (van Dam, Suurmond & ter Braak, 1981). Celui-ci tombera et sera éventuellement transporté par les eaux de ruissellement. À l'inverse, une diminution des apports en soufre, causée par exemple par une saison plus sèche, ne mènera pas nécessairement à une diminution de la concentration en SO₄; celle-ci demeure parfois stable (Mamette *et al.*, 1993). Le mécanisme permettant la libération d'une grande quantité de SO₄ des sédiments n'est pas encore précisément compris.

La concentration de SO₄ tout au long du transect varie de 1,4 à 8,9 mg l⁻¹, différente de celle observée par Kling *et al.* (1992) et Pienitz (1993). Ces études ont observé une concentration en SO₄ plus élevée dans les sites nordiques. Le tableau 2.1 montre que certains sites de la partie nord du transect possèdent, en

effet, une concentration de SO_4 très élevée. Par contre, la concentration est plus faible vers le centre du transect et augmentent ensuite de façon plus constante vers le sud, d'où la corrélation élevée avec les apports du bassin versant. Les quelques lacs du nord possédant une forte concentration en SO_4 sont ceux ayant une influence marine, qui se compare à ceux des deux autres études mentionnées précédemment. Chez les lacs du sud, il semble que l'influence pourrait plutôt provenir des précipitations acides tel que vu précédemment.

Plusieurs autres études ont aussi établi cette relation entre les assemblages de diatomées et le SO_4 (Van Dam, Suurmond & ter Braak, 1981; Birks *et al.*, 1990; Stevenson *et al.*, 1991; Pienitz *et al.*, 1995; Hay *et al.*, 1997), mais aucun modèle d'inférence n'a été créé. Il semble que l'effet des concentrations élevées de SO_4 sur les diatomées soit indirect. L'acidification des lacs par le SO_4 , à partir du H_2SO_4 , permet la libération de l'aluminium et de différents métaux lourds. Le tableau 2.3 montre que les concentrations de SO_4 sont bien corrélées avec celles de Al (0,65) et de Mn (0,66). De plus, le groupe représenté par le SO_4 est constitué de plusieurs variables reliées aux apports du bassin versant (phosphore total filtré, fer, manganèse, carbone organique particulaire et azote organique particulaire) et à la transparence. Les taux élevés d'aluminium et de métaux lourds libérés par les concentrations élevées en H_2SO_4 auraient donc une influence plus importante que le SO_4 lui-même sur la composition des communautés de diatomées (Van Dam, Suurmond & ter Braak, 1981). Des concentrations élevées de certains ions libres, accompagnées de différents métaux lourds, peuvent être toxiques de façon directe pour les algues. Le niveau de toxicité dépend aussi de plusieurs autres facteurs (Horne & Goldman, 1994).

Eunotia exigua est reconnue comme étant très résistante à la pollution acide et aux fortes concentrations d'aluminium et de métaux lourds (Van Dam, Suurmond & ter Braak, 1981; Denys & van Straaten, 1992). Cette espèce est effectivement située dans le quadrant inférieur droit de la CCA (figure 3.3) près de la flèche

représentant le SO_4 , indiquant sa présence dans des milieux de fortes concentrations en SO_4 , qui coïncide avec les lacs plus acides du sud.

La répartition d'une très grande quantité d'espèces semblent être déterminé par les fortes concentrations de SO_4 . Dans la CCA (figure 3.3) on trouve entre autres *Actinella punctata*, *Achnanthes* sp. 11, *Aulacoseira* sp. 9, *A. canadensis*, *A. crassipunctata*, *Eunotia bidentula*, *E. bilunaris* var. *mucophila*, *E. exigua*, *E. meisteri*, *E. microcephala*, *Fragilaria hungarica* var. *tumida*, *F. constricta*, *Melosira arentii*, *Navicula* sp. 3, *N. suchlandtii*, *N. tenuicephala*, *Pinnularia* sp. 1 et *P.* sp. [aff. *gibbiformis*].

4.2.5 La silice

Plusieurs études ont décelé l'importance de la silice pour expliquer les variations de la composition des assemblages de diatomées (e.g. Rühland, 1996; Allaire, 1997; Hay et al., 1997). Il n'est pas surprenant que les concentrations en silice soient importantes pour influencer la répartition des diatomées. Possédant un frustule siliceux, les diatomées ont une exigence nutritionnelle en silice (SiO_2) élevée. Le degré de silicification du frustule est variable et peu atteindre jusqu'à 95,6% (South & Whittick, 1987) et représenter entre 25 et 60% du poids sec de l'organisme (Horne & Goldman, 1994). La silice utilisée pour la synthèse du frustule est présente dans l'eau sous forme d'acide silicique [H_2SiO_4]. Lors du dépôt, l'acide silicique est hydraté pour créer une forme amorphe de silice, ou opale (un quartzite) (Landry et Mercier, 1992).

Les diatomées n'ont pas la capacité d'emmagasiner la silice lorsque celle-ci est abondante. La division cellulaire sera donc limitée si la concentration en silice est trop faible. De plus, la silice utilisée par les diatomées n'est pas recyclée parce qu'à la suite de leur mort, le frustule se dépose au fond du lac et y est enfoui avec les sédiments. La silice provient donc essentiellement des eaux de ruissellement

qui, riches en gaz carbonique, altèrent la roche et permettent la libération de SiO_2 soluble (Home & Goldman, 1994). Au niveau des statistiques, le SiO_2 représente aussi la variable Bassin. Tout comme le COD et le SO_4 , le SiO_2 est aussi corrélé significativement avec les éléments qui proviennent du bassin versant (tableau 2.3).

Les fortes concentrations en SiO_2 semblent influencer la répartition de certaines espèces, telles que *Asterionella* sp. 1, *A. formosa*, *Aulacoseira* sp. 2, *A. ambigua*, *Caloneis* sp. [aff. *branderii*] et *Pinnularia pulviana*.

4.2.6 La profondeur

L'influence de la profondeur sur la répartition des espèces varie selon la latitude. La figure 4.2 montre que la latitude a un effet indirect sur l'abondance relative des espèces planctoniques. Dans la partie nord du transect, les espèces planctoniques sont légèrement plus dominantes dans les lacs les plus profonds. Tel n'est pas le cas en forêt boréale, où les espèces planctoniques sont plus abondantes peu importe les profondeurs. Allaire (1997) a obtenu des résultats similaires dans un transect situé au Labrador. Les espèces planctoniques identifiées dans le nord sont surtout représentées par *Cyclotella ocellata*, *C. rossii*, *Aulacoseira perglabra* et *A. perglabra* var. *floriniae*, alors que dans le sud on trouve *A. distans* et ses variétés, *A. ambigua*, *A. lirata* et *Asterionella formosa*. L'étude de Moser *et al.* (1998) indique que l'abondance relative d'espèces planctoniques s'accroît avec la profondeur des lacs dans les transects de la Fennoscandie et des Territoires du Nord-Ouest. Cependant, la corrélation entre la profondeur et le pourcentage d'espèces planctoniques n'était pas élevé dans leur étude, ce qui est peut-être dû à l'influence indirecte de la latitude détectée dans la présente étude et celle de Allaire (1997).

En utilisant seulement les lacs d'eau assez claire (surtout les lacs du nord) pour créer un modèle d'inférence pour la profondeur, on obtiendrait probablement

de meilleurs résultats statistiques qu'avec tous les lacs. Les lacs transparents et profonds peuvent avoir les mêmes espèces benthiques que les moins profonds (la lumière pénétrant parfois jusqu'au fond), mais avec une augmentation de l'abondance relative des espèces planctoniques (figure 4.2). Par contre, les lacs du sud sont moins transparents, ce qui réduit l'effet de la profondeur. Que le lac soit profond ou non, et qu'une couche de matières en suspension bloque la pénétration des rayons solaires, les espèces présentes seront celles adaptées à vivre en surface. C'est peut-être une des raisons pour laquelle on trouve une grande proportion d'espèces planctoniques par rapport aux espèces benthiques dans les lacs du sud.

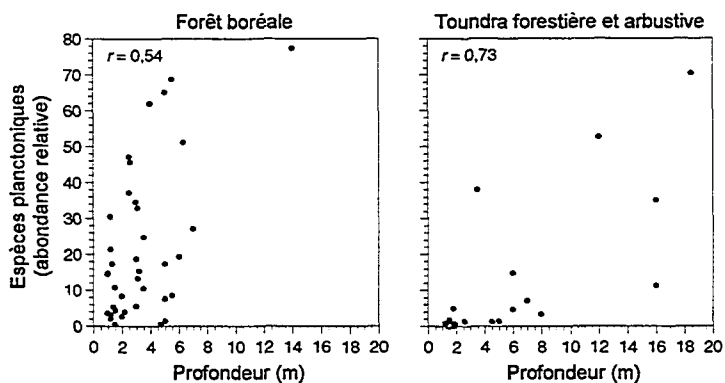


Figure 4.2 Relation entre les espèces planctoniques (abondance relative) et la profondeur maximale (m) dans les lacs de la forêt boréale et de la toundra forestière et arbustive.

La profondeur représente le groupe de variables constitué du TKN et du TPU. Ces deux variables expliquent une partie de la variance comprise à l'intérieur

de celle expliquée par la profondeur. La profondeur est la variable qui explique une plus grande partie de la variance dans la répartition des espèces, 5,1% contre 3,6% pour le TKN et 3,6% pour le TPU. Un modèle pour la profondeur a été créé par Gregory-Eaves (1998) et l'histoire d'un lac a été reconstituée à l'aide de ce modèle au sud de Fairbanks, en Alaska.

Une autre tendance a aussi été remarquée par rapport à la profondeur. L'espèce planctonique *Urosolenia eriensis* a été surtout trouvée dans trois lacs très profonds (e.g. 17 (12 m), 19 (18,5 m) et 51 (14 m)). Seulement deux autres lacs sont aussi profonds (12 et 13 (16 m)), mais ils sont situés plus au nord où cette espèce n'a pas été recensée. Avec un frustule très faible en silice et très fragile, il est peu probable de retracer cette espèce lors d'études paléolimnologiques. Sa présence dans les comptages démontre que les traitements des échantillons en laboratoire (utilisation d'acides pour détruire la matière organique) n'étaient pas excessifs.

En plus de *Urosolenia eriensis*, plusieurs espèces semblent se trouver dans les lacs les plus profonds dans la CCA (figure 3.3). On y retrouve, par exemple, *Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella michiganiana*, *C. pseudostelligera*, *C. stelligera*, *Fragilaria parasitica*, *Nitzschia acicularis* et *Sunirella bohémica*. À l'opposé, *Fragilaria delicatissima* semble être une espèce d'eaux peu profondes.

4.2.7 La superficie des lacs

La superficie des lacs est une autre variable considérée importante dans la répartition des espèces. L'effet de la superficie du lac sur les assemblages d'espèces peut être expliqué par les vents. Un lac de grande superficie aura un fetch plus grand, ce qui provoquera le mélange des eaux de surface du lac, et favorisera ainsi les échanges avec l'atmosphère, ainsi que la disponibilité des nutriments. Cette variable est par contre moins importante que toutes celles

discutées précédemment. Une des raisons pour laquelle elle a été retenue dans le traitement statistique est qu'elle n'est pas corrélée à d'autres variables. Ceci implique que la variance qu'elle explique est nécessairement différente de celle expliquée par les autres variables. La partie de la variance qui est expliquée significativement par cette variable pour déterminer la répartition des espèces est de 2,9%, ce qui est un des plus faibles pourcentages obtenus dans cette étude.

4.3 Potentiel du modèle du COD

4.3.1 Taxa indicateurs

Certains taxa peuvent avoir un potentiel indicateur élevé. Ces taxa deviennent utiles lorsqu'on veut qualifier rapidement un environnement dans lequel on les trouve en abondance. Le modèle a permis de déterminer l'optimum et la tolérance au COD de chacune des espèces. L'optimum le plus élevé est de 16,24 mg l⁻¹ (*Achnanthes* sp.11) et le plus faible est de 2,51 mg l⁻¹ (*Eunotia* sp. 15). Leur position extrême ne leur permet pas nécessairement d'être de bons indicateurs. Les espèces peuvent être plus ou moins sensibles aux variations des concentrations de COD. La tolérance permet de quantifier la sensibilité des espèces. L'optimum d'une espèce ayant une faible tolérance aux variations des concentrations de COD peut être utilisé pour estimer les concentrations de COD à l'endroit où on la trouve. Il faut toutefois être prudent, car une faible tolérance peut aussi être due au fait que l'espèce occupe peu de sites. Une espèce trouvée seulement dans deux lacs de concentration similaire en COD aura une faible tolérance apparente.

Sur la base de toutes ces constatations, Stevenson *et al.* (1991) ont établi trois critères pour détecter les espèces indicatrices: (1) plus de 10% de la variance du taxon doit être expliquée par la variable utilisée dans une CCA contrainte à cette variable; (2) la tolérance du taxon doit être inférieure à la moyenne de la tolérance de tous les taxa (dans la WA la plus performante); et (3), le taxon doit être présent dans un nombre minimum de 10 lacs. Plusieurs études ont été basées sur ces critères afin d'identifier des espèces indicatrices (e.g. Kingston & Birks, 1990; Pienitz *et al.*, 1995; Rühland, 1996; Allaire, 1997; Weckström, Korhola & Blom, 1997b).

Ces critères ont été appliqués sur la base de données déterminée par le meilleur modèle ($\log_{10}[\text{COD}+1]$, racine carrée des espèces et 52 lacs). Une CCA avec seulement le COD a permis de déterminer le pourcentage de variance expliqué par le premier axe (ter Braak, 1990) et de choisir les taxa remplissant le premier critère. Le modèle déjà créé a fourni les valeurs nécessaires pour sélectionner les espèces remplissant le deuxième et le troisième critères. Dix-sept taxa ont pu ainsi être qualifiés de taxa indicateurs et sont présentés au tableau 4.1. Cinq espèces sont indicatrices de faibles concentrations en COD, alors que les autres sont indicatrices de valeurs en COD légèrement supérieures à la valeur moyenne des concentrations du transect à l'étude (7,2 mg l⁻¹).

Tableau 4.1 Liste des 17 taxa indicateurs choisis selon les trois critères de Stevenson *et al.* (1991) avec leur optimum, leur tolérance, le nombre de sites où elles sont présentes et le pourcentage de leur variance expliquée par le COD.

Espèces	Optimum	Tolérance	Nombre de sites avec l'espèce	% var. COD
<i>Pinnularia balfouriana</i>	4,17	1,44	13	12,8
<i>Fragilaria pseudoconstruens</i>	4,64	1,44	18	17,8
<i>Nitzschia fonticola</i>	5,13	1,41	31	20,1
<i>Navicula pseudoscutiformis</i>	5,29	1,43	34	21,3
<i>Achnanthes pusilla</i>	5,39	1,46	30	11,6
<i>Aulacoseira ambigua</i>	9,00	1,45	37	15,9
<i>Achnanthes impexiformis</i>	9,44	1,43	22	12,2
<i>Stenopterobia delicatissima</i>	9,61	1,44	25	18,0
<i>Eunotia iatruensis</i>	9,95	1,46	17	16,6
<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>tenella</i>	10,01	1,38	19	12,3
<i>Asterionella formosa</i>	10,07	1,31	25	11,6
<i>Frustulia rhomboides</i>	10,80	1,43	30	17,9
<i>Eunotia</i> sp. 1	11,73	1,26	10	12,9
<i>Melosira arentii</i>	12,34	1,33	11	12,6
<i>Pinnularia</i> sp. 1	12,44	1,36	11	11,3
<i>Eunotia microcephala</i>	13,07	1,30	11	16,8
<i>Eunotia bidentula</i>	13,10	1,29	11	13,4

4.3.2 Comparaison avec les autres modèles du COD

À ce jour, deux autres modèles d'inférence ont été développés à partir du COD. Un des modèles est présenté par Kingston & Birks (1990) et Stevenson *et al.* (1991), lequel provient du SWAP (Surface Water Acidification Project), un programme paléolimnologique du Royaume-Uni, de la Norvège et de la Suède. Le second modèle (Pienitz & Smol, 1993) provient d'une région d'étude située près de Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest. Le tableau 4.2 compare les résultats des modèles. Le modèle de la présente étude est celui qui possède les plus grands écarts de concentration en COD (2,3-19,4 mg l⁻¹), lesquelles ne semblent pas avoir influencé son potentiel. En effet, le RMSEP est similaire à celui des autres études présentées au tableau 4.2 (même s'il n'a pas été calculé de la même façon) et le degré de corrélation est considérablement plus élevé. Le nombre d'échantillons ne semble pas non plus être très influent au niveau des RMSEP.

Tableau 4.2 Comparaison du modèle d'inférence actuel avec deux autres modèles déjà publiés.

Études	Actuelle	Pienitz & Smol, 1993	Stevenson <i>et al.</i> , 1991
Nombre d'échantillons	58	22	123
Type de modèle	WA-PLS comp-3	WA	WA
Type de dé-rétrécissement	Inverse	Classique	Inverse
Minimum et maximum	2,3 - 19,4 mg l ⁻¹	1,6 - 9,1 mg l ⁻¹	0,1 - 11,6 mg l ⁻¹
Moyenne	7,4 mg l ⁻¹	4,3 mg l ⁻¹	3,2 mg l ⁻¹
RMSEP	1,23 mg l ⁻¹ (jack)	1,48 mg l ⁻¹ (boot)	1,58 mg l ⁻¹ (boot)
Coefficient de corrélation (r)	0,90	0,81	0,84

Les espèces indicatrices identifiées précédemment (tableau 4.1) peuvent être comparées à celles de Stevenson *et al.* (1991), étant donné l'utilisation des mêmes critères. Deux espèces sont communes aux deux modèles, soit *Aulacoseira distans* var. *tenella* et *Achnanthes pusilla*. Les optima estimés par Stevenson *et al.* (1991) chez ces deux espèces sont respectivement 9,93 mg l⁻¹ (tolérance de 2,91 mg l⁻¹) et 5,90 mg l⁻¹ (tolérance de 2,23 mg l⁻¹). Ces valeurs sont presque identiques à celles de la présente étude (tableau 4.1). Kingston & Birks

(1990) ont fait une révision des espèces considérées indicatrices de la présence d'acides humiques en Norvège et au Canada. Des 14 espèces énumérées, on trouve *Aulacoseira ambigua* et *Frustulia rhomboides* qui sont aussi indicatrices de la présence de COD dans le présent transect.

4.3.3 Les limites du modèle

Pour obtenir de bons résultats, il serait préférable d'utiliser ce modèle dans la région immédiate de l'échantillonnage, c'est-à-dire dans le nord-ouest du Québec, en Jamésie-Hudsonie. Il pourra prédire des concentrations en COD situées à l'intérieur des extrêmes du modèle, soit entre 2,3 et 19,4 mg l⁻¹. Dans le cas où on voudrait appliquer le modèle sur des assemblages de diatomées fossiles préservées dans des carottes longues d'autres régions, il serait indiqué d'étudier des lacs reposant aussi sur le même type de substrat rocheux. Ces derniers sont en grande partie responsables des éléments lessivés et entraînés par les eaux de ruissellement. Il est aussi important que les échantillons fossiles renferment une flore similaire à celle utilisée pour créer le modèle. Des différences considérables au niveau floristique entraîneront une faible capacité du modèle à prédire les concentrations anciennes de COD.

Plusieurs espèces de la région d'étude ont aussi été identifiées ailleurs; au Labrador (Allaire, 1997), au Yukon (Pienitz, 1993), dans les Territoires du Nord-Ouest (Pienitz, 1993; Rühland, 1996) et en Fennoscandie (Weckström, Korhola & Blom, 1997a). Tous les lacs étudiés se situent en région subarctique. En harmonisant les résultats taxinomiques actuels à ces derniers, il a été possible de classer certaines espèces selon différentes catégories.

Plusieurs espèces du transect actuel pourraient être classées caractéristiques des eaux colorées de la forêt boréale, telles *Eunotia exigua*, *E. praerupta*, *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia* et *Neidium ampliatum* (Pienitz,

1993). En plus de d'avoir été recensée en eaux colorées (Pienitz, 1993), *Navicula subtilissima* a aussi été observée en eaux plus acides (Weckström, Korhola & Blom, 1997a). *Actinella punctata* (Weckström, Korhola & Blom, 1997a), ainsi que *Aulacoseira distans* var. *tenella*, *A. perglabra*, *A. perglabra* var. *floriniae*, *Eunotia hemicyclus*, *E. incisa*, *E. seminulum*, *Fragilaria lata* et *Navicula schmassmannii* (Allaire, 1997), sont toutes des espèces qui semblent surtout occuper les milieux plus acides. Pienitz (1993) a lui aussi recensé *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa* dans des eaux plus chaudes.

À l'opposé, certaines espèces semblent être typiques des milieux nordiques, telles *Amphora inariensis* (Rühland, 1996), *Caloneis bacillum*, (Pienitz, 1993; Rühland, 1996), *Cyclotella rossii* (Pienitz, 1993), *Cymbella gaeumannii* (Allaire, 1997) et *Navicula seminulum* (Rühland, 1996; Allaire, 1997). De manière plus spécifique, plusieurs espèces vont surtout se trouver dans des eaux froides: *Achnanthes didyma* et *Fragilaria pinnata* (Weckström, Korhola & Blom, 1997a), ainsi que *Achnanthes levanderi*, *Fragilaria pseudoconstruens* et *Pinnularia balfouriana* (Pienitz, 1993). Chez *Achnanthes laterostrata* (Weckström, Korhola & Blom, 1997a), *Fragilaria construens* var. *venter* et *F. pinnata* var. *intercedens* (Rühland, 1996), il semble que la présence de l'espèce soit plutôt contrôlée par une alcalinité élevée.

La distance géographique qui sépare chacun des transects subarctiques, ne semble pas toujours provoquer des différences dans la composition floristique. Il est intéressant de constater que la flore est grandement similaire d'une région à l'autre. De plus, on observe qu'un grand nombre de ces espèces possèdent les mêmes préférences écologiques. D'autres études pourront déterminer plus précisément quelles sont les limites géographiques des modèles.

4.3.4 Signification des reconstitutions

Lorsque le modèle du COD sera utilisé lors de reconstitutions, il faudra être conscient de la signification exacte de la variable COD. Tel que vu précédemment, le COD représente un groupe de variables corrélées entre elles. La variance expliquée de la répartition des espèces par les variables Al, Mn, SRP et Temp est captée à l'intérieur de la variance expliquée par le COD. Malgré que le COD explique la plus grande partie de la variance parmi ces variables, il est important de tenir compte des autres variables lors de l'interprétation des résultats d'une reconstitution. Les fluctuations de la concentration en COD coïncident donc avec celles des concentrations de Al, Mn et SRP, ainsi qu'à la température de l'eau.

CONCLUSION

Les sédiments de surface de 59 lacs, suivant un gradient latitudinal, ont été récoltés et les assemblages de diatomées ont été identifiés. L'analyse chimique de l'eau et le calcul de différents paramètres physiques des lacs ont permis d'établir une relation entre ces variables et les espèces recensées et de confirmer l'hypothèse de départ. Les tendances qui ont été décelées chez les espèces sont comparables à celles déjà connues (communautés dominées par de petites espèces benthiques au nord et par des espèces planctoniques et benthiques de plus grande taille au sud). Cette étude confirme aussi les observations de Allaire (1997) selon lesquelles l'abondance relative des espèces planctoniques augmente vers le sud et ce, indépendamment de la profondeur des lacs.

Les variables environnementales expliquant le mieux la répartition des assemblages de diatomées ont été déterminées à partir d'analyses statistiques multivariées. Parmi toutes les variables significatives (Mg, Na, COD, SO₄, SiO₂, Prof et Sup), c'est le COD qui a été choisi pour créer un modèle d'inférence. En effet, cette variable montre un gradient nord-sud important et est fortement corrélée avec toutes les variables ayant trait aux apports du bassin versant. Le type de végétation et sa densité étant directement influencés par le climat, on peut supposer que la concentration en COD de l'eau des lacs est indirectement liée au climat.

Le modèle d'inférence du COD a été créé à partir des optima et de la tolérance des espèces. Il peut être utilisé pour reconstituer les concentrations de COD du passé à partir d'assemblages de diatomées réparties le long des carottes

de sédiments couvrant l'Holocène. Tout en respectant les limites du modèle (énumérés à la section 4.3.3), il faut être conscient que les valeurs obtenues pour la reconstitution ne sont pas des valeurs quantitatives absolues. Ce modèle est un outil qui permet d'estimer de façon quantitative les variations de concentration de COD à travers le temps.

Il serait intéressant d'appliquer le présent modèle du COD et celui de Pienitz & Smol (1993) sur les carottes longues dont l'historique écologique a déjà été reconstitué (Pienitz, Smol & MacDonald, soumis) et de comparer les résultats. L'étude de Pienitz & Smol (1993) a elle aussi été faite à partir de lacs du Bouclier canadien. Une des variables qui a été utilisée pour créer un modèle d'inférence est le COD. Cette comparaison pourrait permettre de préciser l'utilisation de modèles sur des échantillons d'une région géologique semblable.

La prochaine étape sera d'effectuer l'échantillonnage de carottes longues le long de ce transect et d'appliquer le modèle de reconstitution de la concentration en COD sur des assemblages de diatomées fossiles. D'autres modèles pourraient être développés à partir des résultats de la présente étude. Le Mg, le Na, le SO_4 , le SiO_2 et la Prof seraient probablement les variables les plus intéressantes à utiliser. Le Mg représenterait le CID (et l'alcalinité ou le pH de l'eau), et le Na la conductivité électrique de l'eau. Le SO_4 et le SiO_2 permettraient de reconstituer les apports en provenance du bassin versant, différents de ceux du COD. La profondeur du lac pourrait aussi être estimée et permettre de reconstituer les fluctuations du niveau de l'eau dans le passé. L'analyse d'autres fossiles présents dans les carottes longues serait intéressante pour permettre de connaître les fluctuations de la température de l'eau (e.g. chironomides) et d'identifier le type de végétation présente dans le bassin versant du lac (e.g., macro-restes, pollen). En associant l'information obtenue par différents fossiles dans des carottes sédimentaires à différents modèles de reconstitution à partir des diatomées, il sera possible de reconstituer de façon directe et indirecte les environnements passés de ces lacs.

BIBLIOGRAPHIE

- Allaire, N., 1997. Relation entre les assemblages de diatomées et les variables environnementales de 70 lacs du Labrador et résultats préliminaires d'une étude paléolimnologique du lac Hope Simpson. Thèse M. A., Université Laval, Québec, Québec.
- Allard M. & M. K. Séguin, 1985. La déglaciation d'une partie du versant hudsonien québécois: bassins des rivières Nastapoca, Sheldrake et à l'Eau Claire. *Géographie physique et Quaternaire*, 39: 13-24.
- Battarbee, R. W., 1986. Diatom analysis. Pages 527-570 dans B. E. Berglund (ed.). *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., Toronto.
- Battarbee, R. W., R. J. Flower, S. Juggins, S. T. Patrick & A. C. Stevenson, 1997. The relationship between diatoms and surface water quality in the Høylandet area of Nord-Trøndelag, Norway. *Hydrobiologia*, 348: 69-80.
- Birks, H. J. B., 1994. The importance of pollen and diatom taxonomic precision in quantitative palaeoenvironmental reconstructions. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 83: 107-117.
- Birks, H. J. B., 1995. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. Pages 161-254 dans D. Maddy & J. S. Brew (ed.). *Statistical Modelling of Quaternary Science Data. Technical Guide 5*, Quaternary Research Association, Cambridge.
- Birks, H. J. B., S. Juggins & J. M. Line, 1990. Lake surface-water chemistry reconstruction from palaeoecological data. Pages 301-311 dans B.J. Mason (ed.). *The Surface Waters Acidification Programme*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Birks, H. J. B., J. M. Line, S. Juggins, A. C. Stevenson & C. J. F. Ter Braak, 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 327: 263-278.
- Camburn, K. E., J. C. Kingston & D. F. Charles, 1984-1986. *Paleoecological Investigation of Recent Lake Acidification*. PIRLA Diatom Iconograph, PIRLA Unpublished Report Series no 3, Indiana University, Bloomington, USA.
- Cameron, N. G., 1995. The representation of diatom communities by fossil assemblages in small acid lakes. *Journal of Paleolimnology*, 14: 185-223.

- Charles, D.F., 1990. Effects of acidic deposition on North American lakes: palaeolimnological evidence from diatoms and chrysophytes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 327: 403-412.
- Charles, D. F., S. S. Dixit, B. F. Cumming & J. P. Smol, 1991. Variability in diatom and chrysophyte assemblages and inferred pH: Paleolimnological studies of Big Moose Lake, New York, USA. *Journal of Paleolimnology*, 5: 267-294.
- Contant, H. & Duthie, H. C., 1978. The phytoplankton of lac St-Jean, Québec. *Bibliotheca Phycologia* 40.
- Cumming, B. F., S. E. Wilson, R. I. Hall & J. P. Smol, 1995. Diatoms from British Columbia (Canada) lakes and their relationship to salinity, nutrients and other limnological variables. *Bibliotheca Diatomologica* 31, Berlin/Stuttgart, Germany.
- Denys, L. & D. Van Straaten, 1992. A survey of the acid water diatom assemblages of two heathland relics in the Belgian Northern Campine (Groot & Klein Schietveld, Brasschaat) with an assessment of their conservational value. *Diatom Research*, 7: 1-13.
- Dillon, P. J. & L. A. Molot, 1997. Dissolved organic and inorganic carbon mass balances in central Ontario lakes. *Biogeochemistry*, 36: 29-42.
- Dixit, A.S., S.S. Dixit & J. P. Smol, 1996. Long-term trends in limnological characteristics in the Aurora trout lakes, Sudbury, Canada. *Hydrobiologia*, 335: 171-181.
- Dixit, A. S., S. S. Dixit & R. D. Evans, 1988. The relationship between sedimentary diatom assemblages and lakewater pH in 35 Quebec lakes, Canada. *Journal of Paleolimnology*, 1: 23-38.
- Dixit, S. S., A. S. Dixit, J. P. Smol & W. Keller, 1995. Reading the records stored in the lake sediments: A method of examining the history and extent of industrial damage to lakes. Pages 33-44 dans J. M. Gunn (ed.). *Restoration and Recovery of an Industrial Region*. Springer-Verlag, New-York.
- Dixit, S. S., J. P. Smol, J. C. Kingston & D. F. Charles, 1992. Diatoms: Powerful indicators of environmental change. *Environmental Science & Technology*, 26: 22-33.
- Engstrom, D. R., 1987. Influence of vegetation and hydrology on the humus budgets of Labrador lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 1306-1314.

- Environment Canada, 1979. Analytical Methods Manual. Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada.
- Environment Canada, 1989. Ecoclimatic regions of Canada, first approximation. Ecological Land Classification Series, No. 23, Ecoregions Working Group, Ottawa.
- Environnement Canada. 1993. Normales climatiques au Canada, Québec 1961-1990. Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa, Ontario, Canada.
- Florin, M.-B., 1980. The taxonomy of some *Melosira* species: a comparative morphological Study II. Pages 43-74 dans R. Ross (ed.). Proceedings of the Sixth Symposium on Recent and Fossil Diatoms, Budapest.
- Foged, N. (ed.), 1981. Diatoms in Alaska. Bibliotheca Phycologica, Band 53., J. Cramer Verlag, Vaduz.
- Fritz, S. C., J. C. Kingston & D. R. Engstrom, 1993. Quantitative trophic reconstruction from sedimentary diatom assemblages: a cautionary tale. *Freshwater Biology*, 30:1-23.
- Fritz, S. C., S. Juggins & R. W. Battarbee, 1993. Diatom assemblages and ionic characterization of freshwater and saline lakes of the northern Great Plains, North America: a tool for reconstructing past salinity and climate fluctuations. *Journal Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques*, 50: 1844-1856.
- Galehouse, J. S., 1971. Point counting. Pages 385-407 dans R. E. Carver (ed.). *Procedures in Sedimentary Petrology*. John Wiley & Sons Inc.
- Gasse, F., S. Juggins & L. Ben Khelifa, 1995. Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 117: 31-54.
- Gause, G. F., 1930. Studies on the ecology of the Orthoptera. *Ecology*, 11: 307-325.
- Genter, R. B., 1995. Benthic algal populations respond to aluminum, acid, and aluminum-acid mixtures in artificial streams. *Hydrobiologia*, 306: 7-19.
- Germain, H. (ed.), 1981. Flore des diatomées des eaux douces et saumâtres. Collection faunes et flores actuelles, Paris.
- Glew, J., 1991. Miniature gravity corer for recovering short sediment cores. *Journal of Paleolimnology*, 5: 285-287.

- Gregory-Eaves, I., 1998. Reconstructing climatic and environmental trends in Alaska using diatom-based paleolimnology. Thèse M. Sc., Queen's University, Kingston, Ontario.
- Hall, R. I. & J. P. Smol, 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.
- Hardy, L., 1977. La déglaciation et les épisodes lacustre et marin sur le versant québécois des basses terres de la baie de James. *Géographie physique et Quaternaire*, 31: 261-273.
- Hardy, L., 1982. Le Wisconsinien supérieur à l'Est de la baie James (Québec). *Naturaliste canadien*, 109: 333-351.
- Hay, M. B., J. P. Smol, K. J. Pipke & L. F. W. Lesack, 1997. A diatom-based paleohydrological model for the Mackenzie delta, Northwest Territories, Canada. *Arctic and Alpine Research*, 29: 430-444.
- Hein, M., 1997. Inorganic carbon limitation of photosynthesis in lake phytoplankton. *Freshwater Biology*, 37: 545-552.
- Hill, M. O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- Hill, M. O. & H. G. Gauch, 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.
- Hillaire-Marcel, C., 1976. La déglaciation et le relèvement isostatique sur la côte est de la Baie d'Hudson. *Cahiers de géographie de Québec*, 20: 185-220.
- Hinton, M. J., S. L. Schiff & M. C. English, 1997. The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry*, 36: 67-88.
- Horne, A. J. & C. R. Goldman (ed.), 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, Inc.
- Hustedt, F., 1927-1966. Die Kieselalgen. Dans L. Rabenhorst (ed.), *Cryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. Band 7: Teil 1-3. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig. Johnson reprint (1981), New York.
- Juggins, S. & C. J. F. ter Braak, 1992. CALIBRATE – a program for species-environmental calibration by [weighted-averaging] partial least squares regression. Environmental Change Research Centre, University College London, London.

- Kingston, J. C., 1982. Paleolimnology of a lake and adjacent fen in southeastern Labrador: Evidence from diatom assemblages. Pages 443-453 dans D.G. Mann (ed.). Proceedings of the 7th International Diatom Symposium, Philadelphia.
- Kingston, J. C & H. J. B. Birks, 1990. Dissolved organic carbon reconstruction from diatom assemblages in PIRLA project lakes, North America. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 327: 279-288.
- Kling, G. W., W. J. O'Brien, M. C. Miller & Anne E. Hershey, 1992. The biogeochemistry and zoogeography of lakes and rivers in arctic Alaska. Hydrobiologia, 240: 1-14.
- Krammer, K., 1992. *Pinnularia*, eine Monographie der europäischen Taxa. Bibliotheca Diatomologica 26. J. Cramer, Berlin/Stuttgart.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986-1991. Bacillariophyceae. Dans H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (ed.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2: 1-4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena.
- Laing, T. E., R. Pienitz & J. P. Smol. Freshwater diatom assemblages from 23 lakes located near Norilsk, Siberia. Diatom Research, sous presse.
- Landry, B. & M. Mercier (ed.), 1992. Notions de géologie. 3^e édition, Modulo éditeur, Mont-Royal, Québec.
- Lange-Bertalot, H. & D. Metzeltin, 1996. Iconographia Diatomologica, 2. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Lange-Bertalot, H. & K. Krammer, 1989. *Achnanthes*, eine Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica 18. J. Cramer, Berlin/Stuttgart.
- Lauriol, B. 1982. Géomorphologie quaternaire du sud de l'Ungava. Paléo-Québec, 15.
- Lauriol, B. & J. T. Gray, 1987. The decay and disappearance of the late Wisconsin ice sheet in the Ungava peninsula, northern Québec, Canada. Arctic and Alpine Research, 19: 109-126.
- Laurion, I., 1997. La pénétration de la radiation solaire ultraviolette dans la colonne d'eau et ses effets sur la communauté phytoplanctonique lacustre. Thèse Ph. D., Université Laval, Québec, Québec.
- Laurion, I., W. F. Vincent & D. R. Lean, 1997. Underwater ultraviolet radiation: development of spectral models for northern high latitude lakes. Photochemistry and Photobiology, 65: 107-114.

- Lavoie, C. & S. Payette, 1994. Recent fluctuations of the lichen-spruce forest limit in subarctic Québec. *Journal of Ecology*, 82: 725-734.
- Line, J. M., C. J. F. ter Braak & H. J. B. Birks, 1994. WACALIB version 3.3 – a computer program to reconstruct environmental variables from fossil assemblages by weighted averaging and to derive sample-specific errors of prediction. *Journal of Paleolimnology*, 10: 147-152.
- Lortie, G., 1983. Les diatomées de la mer de Goldthwait dans la région de Rivière-du-Loup, Québec. *Géographie physique et Quatemaire*, 37: 279-296.
- Lortie, G. & J.-P. Guilbault, 1984. Les diatomées et les foraminifères de sédiments marins post-glaciaires du Bas-Saint-Laurent (Québec): Une analyse comparée des assemblages. *Naturaliste canadien*, 111: 297-310.
- Lortie, G. & P. J. H. Richard, 1984. Late-glacial diatom and pollen stratigraphy from lake Boucané, southeastern Québec, Canada. Pages 687-697 dans M. Ricard (ed.). *Proceedings of the Eight International Diatom Symposium*, Paris.
- Lotter, A. F., H. J. B. Birks, W. Hofmann & A. Marchetto, 1997. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. Climate. *Journal of Paleolimnology*, 18: 395-420.
- MacDonald, G. M., T. W. D. Edwards, K. A. Moser, R. Pienitz & J. P. Smol, 1993. Rapid response of treeline vegetation and lakes to past climate warming. *Nature*, 361: 243-246.
- Maltais, M.-J., 1994. La structure et la dynamique du périphyton épilithique de la zone littorale d'un lac oligotrophe nordique: le lac à l'Eau Claire. Thèse M. Sc, Université Laval, Québec, Québec.
- Maltais, M.-J. & W. F. Vincent, 1997. Periphyton community structure and dynamics in a subarctic lake. *Canadian Journal of Botany*, 75: 1556-1569.
- Marnette, E. C. L., H. Houweling, H. Van Dam & J. W. Erismam, 1993. Effects of decreased atmospheric deposition on the sulfur budgets of two Dutch moorland pools. *Biogeochemistry*, 23: 119-144.
- Mölder, K. & R. Tynni, 1967-1973. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen. *Bulletin. Geological Society of Finland*, 39: 199-217, 40: 151-170, 41: 235-251, 42: 129-144, 43: 203-220, 44: 141-149, 45: 159-179.

- Morris, D. P., H. Zagarese, C. E. Williamson, E. G. Balseiro, B. R. Hargreaves, B. Modernutti, R. Moeller & C. Queimalinos, 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40: 1381-1391.
- Morisset, P., S. Payette & J. Deshayé, 1983. The vascular flora of the northern Québec-Labrador peninsula: phytogeographical structure with respect to the tree-line. Dans Morisset, P. & S. Payette (ed.). *Tree-line Ecology*, Nordicana, 47: 141-151.
- Moser, K. A., G. M. Mac Donald & J. P. Smol, 1996. Applications of freshwater diatoms to geographical research. *Progress in Physical Geography*, 20: 21-52.
- Moser, K. A., A. Korhola, J. Weckström, T. Blom, R. Battarbee, R. Pienitz, J. P. Smol, M. S. V. Douglas & M. B. Hay. Paleohydrology inferred from diatoms in northern latitude regions. *Journal of Paleolimnology*, sous presse.
- Nicholls, K. H. & L. Nakamoto, 1992. Phytoplankton of Sudbury area lakes (Ontario) and relationships with acidification status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 40-51.
- Odum, E. P. (ed.), 1971. *Fundamentals of Ecology*. 3rd Edition, Saunders, Philadelphia.
- Pagé, P. (ed.), 1992. *L'environnement glaciaire*. Guérin Universitaire, Montréal, Québec.
- Palmer, A. J. M. & W. H. Abbott, 1986. Diatoms as indicators of sea-level change. Pages 457-487 dans O. Van de Plassche (ed.) *Sea-Level Research: A manual for the collection and evaluation of data*. Geo Books, Norvège.
- Pan, Y. & R. J. Stevenson, 1996. Gradient analysis of diatom assemblages in western Kentucky wetlands. *Journal of Phycology*, 32: 222-232.
- Patrick, R. & C. Reimer (ed.), 1966. *The diatoms of the United States. Vol. 1: Fragilariaceae, Eunotiaceae, Achnanthaceae, Naviculaceae*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Patrick, R. & C. Reimer (ed.), 1975. *The diatoms of the United States. Vol. 2: Entomoneidaceae, Cymbellaceae, Gomphonemaceae, Epithemiaceae*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Payette, S. 1983. The forest tundra and present tree-lines of the northern Québec-Labrador peninsula. Dans Morisset, P. & S. Payette (ed.). *Tree-line Ecology*, Nordicana, 47: 3-23.

- Payette, S. & L. Filion, 1993. Holocene water-level fluctuations of a subarctic lake at the tree-line in northern Québec. *Boreas*, 22: 7-14.
- Pienitz, R., G. Lortie & M. Allard, 1991. Isolation of lacustrine basins and marine regression in the Kuujuaq area (northern Québec), as inferred from diatom analysis. *Géographie physique et Quaternaire*, 45: 155-174.
- Pienitz, R., 1993. Paleoclimate proxy data inferred from freshwater diatoms from the Yukon and the Northwest Territories. Thèse Ph.D., Queen's University, Kingston, Ontario.
- Pienitz, R. & J. P. Smol, 1993. Diatom assemblages and their relationship to environmental variables in lakes from the forest-tundra ecotone near Yellowknife, Northwest Territories, Canada. *Hydrobiologia*, 269/270: 391-404.
- Pienitz, R., J. P. Smol & H. J. B. Birks, 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.
- Pienitz, R., J. P. Smol & D. R. S. Lean, 1997a. Physical and chemical limnology of 59 lakes located between the southern Yukon and the Tuktoyaktuk Peninsula, Northwest Territories (Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 330-346.
- Pienitz, R., J. P. Smol & D. R. S. Lean, 1997b. Physical and chemical limnology of 24 lakes located between Yellowknife and Contwoyto Lake, Northwest Territories (Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 347-358.
- Pinel-Alloul, B., G. Méthot, G. Verrault & Y. Vigneault, 1990. Phytoplankton in Québec lakes: variations with lake morphometry, and with natural and anthropogenic acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1047-1057.
- Pinel-Alloul, B., P. Legendre & E. Magnin, 1979. Zooplancton limnétique de 46 lacs et 17 rivières du territoire de la Baie de James. *Canadian Journal of Zoology*, 57: 1693-1709.
- Poulin, M., P. B. Hamilton & M. Proulx, 1995. Catalogue des algues d'eau douce du Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 109: 27-110.
- Prévost, C. L., J. J. Veillette & P. B. Hamilton, 1995. Preliminary diatom analysis of selected samples from Lake Abitibi and Glacial Lake Ojibway, Ontario and Quebec. Pages 235-242 dans *Current Research 1995-C*, Geological Survey of Canada.

- Reavie, E. D., R. I. Hall & J. P. Smol, 1995. An expanded weighted-averaging model for inferring past total phosphorus concentrations from diatom assemblages in eutrophic British Columbia (Canada) lakes. *Journal of Paleolimnology*, 14: 49-67.
- Reinikaine, J. & H. Hyvärinen, 1997. Humic- and fulvic-acid stratigraphy of the Holocene sediments from a small lake in Finnish Lapland. *The Holocene*, 7: 401-407.
- Richard, P. J. H., 1987. Le couvert végétal au Québec-Labrador et son histoire postglaciaire. Notes et documents, Université de Montréal, Département de géographie. N° 87-01.
- Richard, P. J. H., A. Larouche & M. A. Bouchard, 1982. Âge de la déglaciation finale et histoire postglaciaire de la végétation dans la partie centrale du Nouveau-Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 36: 63-90.
- Round, F. E., R. M. Crawford & D. G. Mann (ed.), 1990. *The Diatoms: Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rühland, K., 1996. Assessing the use of diatom assemblages as paleoenvironmental proxies in the Slave and Bear geological provinces, NWT, Canada. Thèse M. Sc., Queen's University, Kingston, Ontario.
- Schiff, S. L., R. Aravena, S. E. Trumbore, M. J. Hinton, R. Elgood & P. J. Dillon, 1997. Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of central Ontario: Clues from ^{13}C and ^{14}C . *Biogeochemistry*, 36: 43-65.
- Schindler, D. W. 1998. A dim future for boreal waters and landscapes. *Bioscience*, 48: 157-164.
- Schindler, D. W., P. J. Curtis, B. R. Parker & M. P. Stainton, 1996. Consequence of climatic warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature*, 379: 705-708.
- Scully, N. M., 1998. Les effets de la radiation ultraviolette et des facteurs hydrodynamiques sur les processus photobiochimiques des écosystèmes aquatiques. Thèse Ph. D., Université Laval, Québec, Québec.
- Sigg, L., W. Stumm & P. Behra (ed.), 1992. *Chimie des milieux aquatiques*. Masson, Paris.
- Simonsen, R., 1987. *Atlas and Catalogue of the Diatom Types of Friedrich Hustedt*. Vols. 1-3, J. Cramer, Berlin/Stuttgart.

- Smol, J. P., 1995. Paleolimnological approaches to the evaluation and monitoring of ecosystem health: Providing a history for environmental damage and recovery. Pages 301-318 dans D. J. Rapport, C. L. Gaudet & P. Calow (ed.). *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- South, G. R. & A. Whittick (ed.), 1987. *Phycology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Stevenson, A. C., S. Juggins, H. J. B. Birks, D. S. Anderson, N. J. Anderson, R. W. Battarbee, F. Berge, R. B. Davis, R. J. Flower, E. Y. Haworth, V. J. Jones, J. C. Kingston, A. M. Kreiser, J. M. Line, M. A. R. Munro & I. Renberg, 1991. *The Surface Water Acidification Project Paleolimnology Programme: Modern Diatom/Lake-Water Chemistry Data*. ENSIS Publishing, London.
- Sullivan, T. J., D. F. Charles, J. P. Smol, B. F. Cumming, A. R. Selle, D. R. Thomas, J. A. Bernet & S. S. Dixit, 1990. Quantification of changes in lakewater chemistry in response to acidic deposition. *Nature*, 345: 54-58.
- ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- ter Braak, C. J. F., 1988a. CANOCO – a Fortran program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Agricultural Mathematics Group, Report LWA-88-02, Wageningen.
- ter Braak, C. J. F., 1988b. Partial canonical correspondance analysis. Pages 551-558 dans H. H. Bock (ed.). *Classification and related methods of data analysis*. Amsterdam, Pays-Bas.
- ter Braak, C. J. F. (ed.), 1990. *Update Notes: CANOCO version 3.10*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, Pays-Bas.
- ter Braak, C. J. F., 1995. Ordination. Pages 91-173 dans R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren (ed.). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ter Braak, C. J. F. & H. Van Dam, 1989. Inferring pH from diatoms: A comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178: 209-223.
- ter Braak, C. J. F. & I. C. Prentice, 1987. A theory of gradient analysis. Pages 103-135 dans C. J. F. ter Braak (ed.). *Unimodal models to relate species to environment*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, Pays-Bas.

- ter Braak, C. J. F. & S. Juggins, 1993. Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia*, 269/270: 485-502.
- Turner, M. A., E. T. Howell, G. G. C. Robinson, P. Cambell, R. E. Hecky & E. U. Schindler, 1994. Roles of nutrients in controlling the growth of epilithon in oligotrophic lakes of low alkalinity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2784-2793.
- Tynni, R. 1975-1980. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen. *Geological Survey of Finland, Bulletin*, 274: 1-55, 284: 1-37, 296: 1-55, 312: 1-93.
- Van Dam, H., G. Suurmond & C. J. F. ter Braak, 1981. Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia*, 83: 125-159.
- Van Heurck, H. (ed.), 1885. *Diatomées de Belgique*. Reprint (1981), Linnaeus Press, Amsterdam, Pays-Bas.
- Vincent, W. F. & S. Roy, 1993. Solar ultraviolet-B radiation and aquatic primary production: damage, protection, and recovery. *Environmental Review*, 1: 1-12.
- Vincent W. F. & R. Pienitz, 1996. Sensitivity of high-latitude freshwater ecosystems to global change: temperature and solar ultraviolet radiation. *Geoscience Canada*, 23: 231-236.
- Vincent W. F., I. Laurion & R. Pienitz. Arctic and Antarctic lakes as optical indicators of global change. *Annals of Glaciology, Special Issue on Antarctica & Global Change*.
- Vyverman, W., R. Vyverman, V. S. Rajendran & P. Tyler, 1996. Distribution of benthic diatom assemblages in Tasmanian highland lakes and their possible use as indicators of environmental changes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 493-508.
- Wallach, D. & B. Goffinet, 1989. Mean squared error of prediction as a criterion for evaluating and comparing system models. *Ecological Modelling*, 44: 299-306.
- Weckström, J., A. Korhola & T. Blom, 1997a. The relationship between diatoms and water temperature in thirty subarctic Fennoscandian lakes. *Arctic and Alpine Research*, 29: 75-92.
- Weckström, J., A. Korhola & T. Blom, 1997b. Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes. *Hydrobiologia*, 347: 171-184.

- Wetzel, R. G., 1983. Limnology. 2nd edition. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- Whittaker, H., 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. Ecological Monographs, 26: 1-80.
- Wilson, S. E., B. F. Cumming & J. P. Smol, 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, 53: 1580-1594.
- Wu, J.-T & S.-C. Chang, 1996. Relation of the diatom assemblages in the surface sediments to the pH values of an alpine lake in Taiwan. Archiv für Hydrobiologie, 137: 551-563.
- Wunsam, S., R. Schmidt & R. Klee, 1995. *Cyclotella*-taxa (Bacillariophyceae) in lakes of the alpine region and their relationship to environmental variables. Aquatic Science, 57: 360-386.
- Yan, N. D., W. Keller, N. M. Scully, D. R. S. Lean & P. J. Dillon, 1996. Increased UV-B penetration in a lake owing to drought-induced acidification. Nature, 381: 141-143.
- Yang, J.-R. & H. C. Duthie, 1995. Regression and weighted-averaging models relating surficial sedimentary diatom assemblages to water depth in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research, 21: 84-94.

Annexe A Liste floristique des espèces présentes avec une abondance relative d'au moins 1% dans au moins un des 59 lacs.

N°	Code du taxon	Nom du taxon
1	ACTPUNC	<i>Actinella punctata</i> Lewis 1864
2	ACHSP07	<i>Achnanthes</i> sp. 7
3	ACHSP11	<i>Achnanthes</i> sp. 11
4	ACHACAR	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>acaras</i> Hohn & Hellermann 1963]
5	ACHALTA	<i>Achnanthes altaica</i> (Poretzky) Cleve-Euler 1953
6	ACHBIAS	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>biasoletiana</i> Grunow dans Cleve & Grunow 1880]
7	ACHCARI	<i>Achnanthes carissima</i> Lange-Bertalot 1989
8	ACHCHLI	<i>Achnanthes chlidanos</i> Hohn & Hellermann 1963
9	ACHCURT	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>curtissima</i> Carter 1963]
10	ACHDYDI	<i>Achnanthes didyma</i> Hustedt 1933
11	ACHFLEX	<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun 1880
12	ACHGRAN	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. <i>grana</i> Hohn & Hellermann 1963]
13	ACHHELV	<i>Achnanthes helvetica</i> (Hustedt) Lange-Bertalot 1989
14	ACHIMPX	<i>Achnanthes impexiformis</i> Lange-Bertalot 1989
15	ACHKUEL	<i>Achnanthes kuelbsii</i> Lange-Bertalot 1989
16	ACHLATE	<i>Achnanthes laterostrata</i> Hustedt 1933
17	ACHLEVA	<i>Achnanthes levanderi</i> Hustedt 1933
18	ACHMARG	<i>Achnanthes marginulata</i> Grunow dans Cleve & Grunow 1880
19	ACHMAN3	<i>Achnanthes</i> sp. [aff. spec. No. 3 Julma Ölkky cf. <i>marginulata</i> Grunow 1880]
20	ACHMINU	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing 1833
21	ACHOEST	<i>Achnanthes oestrupii</i> (Cleve-Euler) Hustedt 1930
22	ACHPERG	<i>Achnanthes peragalli</i> Brun & Héribaud 1893
23	ACHPUSI	<i>Achnanthes pusilla</i> (Grunow) De Toni 1891
24	ACHROSS	<i>Achnanthes rossii</i> Hustedt 1954
25	ACHSUBA	<i>Achnanthes subatomoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot & Archibald 1985
26	ACHSUCH	<i>Achnanthes suchlandtii</i> Hustedt 1933
27	ACHSP01	<i>Achnanthes</i> sp. 1
28	ACHSP02	<i>Achnanthes</i> sp. 2
29	AMPKIEG	<i>Amphipleura kriegeriana</i> (Krasske) Hustedt 1954
30	AMPINAR	<i>Amphora inaniensis</i> Krammer 1980
31	ASTFORM	<i>Asterionella formosa</i> Hassal 1850
32	ASTSP01	<i>Asterionella</i> sp. 1
33	AULSP03	<i>Aulacoseira</i> sp. 3
34	AULSP05	<i>Aulacoseira</i> sp. 5
35	AULSP09	<i>Aulacoseira</i> sp. 9
36	AULAMBI	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen 1979
37	AULCANA	<i>Aulacoseira canadensis</i> (Hustedt) Simonsen 1979
38	AULCRAS	<i>Aulacoseira crassipunctata</i> Krammer 1990
39	AULDIST	<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen 1979
40	AULDINI	<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>nivalis</i> (W. Smith) Haworth 1988
41	AULDINO	<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>nivaloides</i> (Camburn) Haworth 1990
42	AULDITE	<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>fenella</i> (Nygaard) Florin 1980
43	AULLIRA	<i>Aulacoseira lirata</i> (Ehrenberg) Ross 1986
44	AULPEFL	<i>Aulacoseira lirata</i> var. <i>perglabra</i> f. <i>floriniae</i> (Camburn) Haworth 1990
45	AULPERG	<i>Aulacoseira lirata</i> var. <i>perglabra</i> (Øestrup) Ross dans Hartley 1988
46	AULSUBA	<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth 1988
47	AULSP01	<i>Aulacoseira</i> sp. 1
48	AULSP02	<i>Aulacoseira</i> sp. 2

N°	Code du Taxon	Nom du taxon
49	BRABREB	<i>Brachysira brébissonii</i> Ross dans Hartley 1986
50	BRAFOLL	<i>Brachysira foliis</i> (Ehrenberg) Ross dans Hartley 1986
51	BRAGARR	<i>Brachysira garrensis</i> (Lange-Bertalot & Krammer) Lange-Bertalot 1994
52	BRAINTE	<i>Brachysira intermedia</i> (Ostrup) Lange-Bertalot 1994
53	BRANEO1	<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot 1994 Morphotype I sensu Lange-Bertalot & Metzeltin 1996
54	BRANEO2	<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot 1994 Morphotype II sensu Lange-Bertalot & Metzeltin 1996
55	BRASP01	<i>Brachysira</i> sp. 1
56	CALBACI	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve 1894
57	CALBRAN	<i>Caloneis</i> sp. [aff. <i>branderii</i> (Hustedt) Krammer 1985]
58	CALMOLA	<i>Caloneis</i> sp. [aff. <i>molans</i> (Grunow) Krammer 1985]
59	CYCBOLE	<i>Cyclotella bodanica</i> var. aff. <i>lemanica</i> (O. Müller & Schröter) Bachmann 1903
60	CYCMICH	<i>Cyclotella michiganiana</i> Skvortzow 1937
61	CYCOCEL	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek 1901
62	CYCPEU	<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt 1939
63	CYCROSS	<i>Cyclotella rossii</i> Håkansson 1990
64	CYCSTEL	<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow dans Van Heurck 1882
65	CYMSP04	<i>Cymbella</i> sp. 4
66	CYMCESA	<i>Cymbella cesatii</i> (Rabenhorst) Grunow 1881
67	CYMGAEU	<i>Cymbella gaeumanni</i> Meister 1934
68	CYMGRAC	<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kützing 1844
69	CYMHEBR	<i>Cymbella hebridica</i> (Grunow dans Cleve) Cleve 1894
70	CYMINCE	<i>Cymbella incerta</i> (Grunow) Cleve 1894
71	CYMINU	<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenhorst 1862
72	CYMNVAI	<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auerswald) Cleve 1894
73	CYMSHUB	<i>Cymbella</i> sp. [aff. <i>shubartii</i> Hustedt 1955]
74	CYMSILE	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch dans Rabenhorst 1864
75	DIPOCUL	<i>Diploneis</i> sp. [aff. <i>oculata</i> (Brébisson) Cleve 1894]
76	DIPSMDI	<i>Diploneis smithii</i> var. <i>dilatata</i> (Peragallo) Terry 1908
77	EUNSP15	<i>Eunotia</i> sp. 15
78	EUNARCL	<i>Eunotia arculus</i> (Grunow) Lange-Bertalot & Nörpel 1991
79	EUNBIDE	<i>Eunotia bidentula</i> W. Smith 1856
80	EUNBIMU	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i> Lange-Bertalot & Nörpel 1991
81	EUNEXIG	<i>Eunotia exigua</i> (Brébisson ex Kützing) Rabenhorst 1864
82	EUNFABA	<i>Eunotia faba</i> Ehrenberg 1938
83	EUNHEMI	<i>Eunotia hemicyclus</i> (Ehrenberg) Ralfs dans Pritchard 1861
84	EUNIATR	<i>Eunotia iatriensis</i> Foged
85	EUNINCI	<i>Eunotia incisa</i> Gregory 1854
87	EUNMEIS	<i>Eunotia meisteri</i> Hustedt 1930
88	EUNMICR	<i>Eunotia microcephala</i> Krasske 1932
89	EUNNAEG	<i>Eunotia naegelii</i> Migula dans Thomé 1907
90	EUNNYMA	<i>Eunotia nymmanniana</i> Grunow dans Van Heurck 1881
91	EUNPAUN	<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabenhorst 1864
92	EUNPRAE	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg 1843
93	EUNRHOM	<i>Eunotia</i> sp. [aff. <i>rhomboidea</i> Hustedt 1950]
94	EUNRHYN	<i>Eunotia rhynchocephala</i> Hustedt 1936
95	EUNSEMI	<i>Eunotia seminulum</i> Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot 1996
96	EUNSP01	<i>Eunotia</i> sp. 1
97	FRASP05	<i>Fragilaria</i> sp. 5
98	FRABINO	<i>Fragilaria</i> sp. 9

N°	Code du taxon	Nom du taxon
99	FRABREV	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow in Van Heurck 1885
100	FRABRPA	<i>Fragilaria brevistriata</i> sp. [aff. var. <i>papillosa</i> Cleve-Euler 1953]
101	FRACAPU	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières 1925
102	FRACAAU	<i>Fragilaria capucina</i> sp. [aff. var. <i>austriaca</i> (Grunow) Lange-Bertalot 1980]
103	FRACAGR	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Ostrup) Hustedt 1950
104	FRACAPE	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot 1991
105	FRACAFA	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot 1980
106	FRACONS	<i>Fragilaria hungarica</i> var. <i>tumida</i> Cleve-Euler 1953
107	FRACOB	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Grunow 1862
108	FRACOVE	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (Ehrenberg) Grunow dans Van heurck 1881
109	FRADEL	<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot 1980
110	FRAELLI	<i>Fragilaria elliptica</i> Schumann 1867
111	FRAFAME	<i>Fragilaria famelica</i> (Kützing) Lange-Bertalot 1980
112	FRAFASC	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. <i>fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot 1980]
113	FRAHUTU	<i>Fragilaria constricta</i> Ehrenberg 1843
114	FRALATA	<i>Fragilaria lata</i> (Cleve-Euler) Renberg 1977
115	FRALEPT	<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt 1931
116	FRANANA	<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot 1991
117	FRANEOP	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. <i>neoproducta</i> Lange-Bertalot 1991]
118	FRAPARA	<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow dans Van Heurck 1881]
119	FRAPIBI	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. <i>pinnata</i> Ehrenberg 1843]
120	FRAPIAC	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>acuminata</i> Mayer 1937
121	FRAPIIN	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>intercedens</i> (Grunow) Hustedt 1931
122	FRAPILA	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>lanceolata</i> (Schumann) Hustedt 1913
123	FRAPINN	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg 1843
124	FRAPSCA	<i>Fragilaria</i> sp. [aff. (?nov) spec. Nr. 4 Julma Ölkky sensu Lange-Bertalot & Metzeltin 1996]
125	FRAPSCO	<i>Fragilaria pseudoconstruens</i> Marciniak 1982
126	FRATENE	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot 1980
127	FRAVIEX	<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>exigua</i> Grunow dans Van Heurck 1881
128	FRASP01	<i>Fragilaria</i> sp. 1
129	FRUSP01	<i>Frustulia</i> sp. 1
130	FRURHCR	<i>Frustulia rhomboidea</i> var. <i>crassinervia</i> (Brébisson) Ross 1947
131	FRURHOM	<i>Frustulia rhomboidea</i> (Ehrenberg) De Toni 1891
132	FRURHSA	<i>Frustulia rhomboidea</i> var. <i>saxonica</i> (Rabenhorst) De Toni 1891
133	MELAREN	<i>Melosira arentii</i> (Kolbe) Nagumo & Kobayasi 1977
134	MELNYGA	<i>Aulacoseira</i> sp. [aff. <i>nygaardii</i> Camburn 1986]
135	NAVNR01	<i>Naviculadicta</i> sp. [aff. Nr. 1 Weinfelder Maar sensu Lange-Bertalot & Metzeltin 1996]
136	NAVSP20	<i>Navicula</i> sp. 20
137	NAVSP28	<i>Navicula</i> sp. 28
138	NAVSP01	<i>Navicula</i> sp. 1
139	NAVSP03	<i>Navicula</i> sp. 3
140	NAVSP04	<i>Navicula</i> sp. 4
141	NAVAGRE	<i>Navicula agrestis</i> Hustedt 1937
142	NAVBYO	<i>Navicula bryophila</i> Boye Petersen 1928
143	NAVCOCC	<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory ex Greville 1856
144	NAVCOEL	<i>Navicula cocconeiformis</i> fo. <i>elliptica</i> Hustedt 1954
145	NAVCRYC	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing 1844
146	NAVCRYT	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot 1985 fo. 1 PISCES
147	NAVDETE	<i>Navicula delenta</i> Hustedt 1943

N°	Code du taxon	Nom du taxon
148	NAVDIFF	<i>Navicula difficillima</i> Hustedt 1950
149	NAVDIGO	<i>Naviculadicta</i> sp. [aff. <i>digituloides</i> Lange-Bertalot 1996]
150	NAVDIGU	<i>Navicula digitulus</i> Hustedt 1943
151	NAVDISJ	<i>Navicula disjuncta</i> Hustedt 1930
152	NAVEGRE	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>egregia</i> Hustedt 1942]
153	NAVHALO	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>halophiloides</i> Hustedt 1959]
154	NAVINDI	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>indifferens</i> Hustedt 1942]
155	NAVJAER	<i>Navicula jeernefeltii</i> Hustedt 1942
156	NAVKRAS	<i>Navicula krasskei</i> Hustedt 1930
157	NAVKUEL	<i>Navicula kuelsii</i> Lange-Bertalot 1985
158	NAVLAEV	<i>Navicula laevissima</i> Kützing 1844
159	NAVLEPT	<i>Navicula leptostriata</i> Jørgensen 1948
160	NAVMEDI	<i>Navicula mediocris</i> Krasske 1932
161	NAVMINI	<i>Navicula minima</i> Grunow dans Van Heurck 1880
162	NAVMINU	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>minuscule</i> Grunow dans Van Heurck 1880]
163	NAVNANA	<i>Naviculadicta nana</i> (Hustedt) Lange-Bertalot 1996
164	NAVOBSO	<i>Navicula obsoleta</i> Hustedt 1942
165	NAVPSSC	<i>Navicula pseudoscutiformis</i> Hustedt 1930
166	NAVPSVE	<i>Navicula pseudovernalis</i> Hustedt 1953
167	NAVPUPI	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowski 1902 Morphotyp Nr. 7 Mittersee sensu Lange-Bertalot & Metzeltin 1996
168	NAVPU5	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowski 1902 Morphotyp Nr. 5 Mittersee sensu Lange-Bertalot & Metzeltin 1996
169	NAVSCHM	<i>Navicula schmassmannii</i> Hustedt 1943
170	NAVSEMO	<i>Navicula seminuloides</i> Hustedt 1936
171	NAVSEMU	<i>Navicula seminulum</i> Grunow 1860
172	NAVSUBM	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>submuralis</i> Hustedt 1945]
173	NAVSOHA	<i>Navicula soehrensensis</i> sp. [aff. var. <i>hassiacae</i> (Krasske) Lange-Bertalot 1985]
174	NAV SOMU	<i>Navicula soehrensensis</i> var. <i>musciicola</i> (Petersen) Krasske 1929
175	NAV SUBT	<i>Navicula parasubtilissima</i> Kobayasi & Nagumo 1988
176	NAV SUB2	<i>Navicula subtilissima</i> Cleve 1891
177	NAV SUCH	<i>Navicula suchlandtii</i> Hustedt 1943
178	NAV TENU	<i>Navicula tenuicephala</i> Hustedt 1942
179	NAV VENT	<i>Navicula</i> sp. [aff. <i>ventralis</i> Krasske 1923]
180	NAV VITI	<i>Navicula vitiosa</i> Schimanski 1978
181	NEIAMPL	<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer 1985
182	NITSP05	<i>Nitzschia</i> sp. 5
183	NITSP06	<i>Nitzschia</i> sp. 6
184	NITACIC	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith 1853
185	NITBACI	<i>Nitzschia bacillum</i> Hustedt dans A. Schmidt <i>et al.</i> 1922
186	NITBRYO	<i>Nitzschia bryophila</i> (Hustedt) Hustedt 1943
187	NITDISS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow 1862
188	NITFONT	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow dans Cleve & Møller 1879
189	NITFRU2	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow dans Cleve & Grunow 1880 fo. 1 PISCES
190	NITGRAC	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch 1860
191	NITINCO	<i>Nitzschia</i> sp. [aff. <i>inconspicua</i> Grunow 1862]
192	NITLIEB	<i>Nitzschia liebetruthii</i> Rabenhorst 1864
193	NITPALE	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith 1856
194	NITPERC	<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) Peragallo 1903 f. 1
195	NITPERN	<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) Peragallo 1903 f. 2
196	NITRECT	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch dans Rabenhorst 1861-1879

N°	Code du taxon	Nom du taxon
197	NITVALD	<i>Nitzschia valdestrata</i> Aleem & Hustedt 1951
198	NITSP01	<i>Nitzschia</i> sp. 1
199	NITSP03	<i>Nitzschia</i> sp. 3
200	NITSP04	<i>Nitzschia</i> sp. 4
201	PINBALF	<i>Pinnularia balfouriana</i> Grunow ex Cleve 1895
202	PINBRAA	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Mills 1934
203	PINDIMA	<i>Pinnularia divergentissima</i> var. <i>martinii</i> (Krasske) Krammer 1992
204	PINGIBI	<i>Pinnularia</i> sp. [aff. <i>gibbiformis</i> Krammer 1992]
205	PINMES3	<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith 1853 Morphotype 3 sensu Krammer 1992
206	PINPULV	<i>Pinnularia pluviana</i> Sovereign 1963
207	PINSILV	<i>Pinnularia silvatica</i> Petersen 1935
208	PINSUBG	<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer 1992
209	PINSP01	<i>Pinnularia</i> sp. 1
210	STANEOH	<i>Stauroneis neohyalina</i> Lange-Bertalot 1996
211	STAMITH	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow 1880
212	STEDELI	<i>Stenopterobia delicatissima</i> (Lewis) Brébisson ex Van Heurck 1896
213	STEDENS	<i>Stenopterobia densestrata</i> (Hustedt) Krammer 1987
214	SURBOHE	<i>Surirella bohémica</i> Maly 1895
215	TABBINA	<i>Tabellaria binelis</i> var. <i>elliptica</i> Flower 1989
216	TABFLOC	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing 1844
217	UROERIE	<i>Urosolenia erensis</i> (H. L. Smith) Round & Crawford 1990
218	SP00001	<i>Fragilaria</i> sp. 10
219	SP00002	<i>Fragilaria</i> sp. 11
220	SP00004	<i>Navicula</i> sp. 36

Annexe B Suite.

	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
	ACHOEST	ACHPERG	ACHPUSI	ACHROSS	ACHSUBA	ACHSUCH	ACHSPO1	ACHSPO2	AMPKIEG	AMPINAR	ASTFORM	ASTSPO1	AULSPO3	AULSPO5	AULSPO9	AULAMBI	AULCANA	AULCRAS	AULDIST	AULDINI
1	1,40	2,20	0,40	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	1,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,40	0,00	1,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,00	0,00	3,40	0,00	1,40	0,40	0,30	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,80	0,00	1,20	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,00	0,00	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10	1,20	0,00	0,20	0,40	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
11	0,20	0,00	1,20	0,00	1,20	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,00	1,50	0,00	0,40	0,00	0,90	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	0,00
13	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,20	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
14	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00
15	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
16	0,00	0,00	0,90	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,80	0,00	0,00	2,81	1,20
18	0,80	0,00	0,40	0,00	1,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,60	0,00
19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
20	0,00	0,00	2,20	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
21	0,40	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22	0,00	0,00	0,20	0,20	4,80	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00
23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	1,70	0,00
24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25	0,00	0,00	0,40	1,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00
26	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
27	0,00	0,00	0,20	0,00	0,80	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
28	0,00	0,00	0,80	0,40	1,20	1,00	0,00	0,40	0,00	1,41	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29	0,00	0,00	0,80	1,00	3,80	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
31	0,00	0,00	0,80	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
32	0,00	0,00	0,80	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00
33	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
34	0,00	0,00	0,00	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35	0,00	0,00	1,90	0,20	1,30	0,20	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
36	0,00	0,00	0,20	0,20	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	2,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
38	1,20	0,00	1,80	0,00	1,20	1,20	0,00	0,00	0,20	0,00	5,10	0,00	0,00	0,00	3,30	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00
39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30	0,00
40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,20	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,80	0,00	1,20	0,00	8,40	0,00
41	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,20	2,00	0,00	0,00	0,00	3,40	0,00
42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,30	0,00	0,00	6,50	0,00
44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,90	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,40	7,80	1,00	0,00	0,00
45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30	0,00	3,30	0,00
46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,55	0,00	0,00	0,00	0,20	1,30	0,00	0,80	2,10	0,00
47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	2,80	2,80	1,90	1,90	0,00
48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,40	8,70	3,10	2,70	1,00	0,00	0,00	0,00
49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,40	0,00	1,40	0,00	1,40	0,00	0,20	2,20	0,80	0,20	0,00
50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	8,01	0,80	5,41	0,00	0,00
51	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,40	0,00	0,00	0,00	0,00	5,40	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00
52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,40	0,00	0,00	0,00	4,80	10,40	0,00	0,00	0,00	11,80	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00
53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,00	1,30	1,30	0,00
54	0,00	0,00	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	3,80	0,20	0,00
55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	0,00	0,00
56	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	2,81	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	0,00	0,00	4,01	0,20	0,00
57	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	15,80	0,00	0,00
58	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	3,50	0,00	0,40	0,00	0,00
59	0,20	0,00	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Annexe B Suite.

	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121
	FRACAAU	FRACAGR	FRACAPE	FRACAVA	FRACONS	FRACOB1	FRACOVE	FRADELI	FRAELLI	FRAFAME	FRAFASC	FRAHUTU	FRALATA	FRALEPT	FRANAMA	FRANEOP	FRAPARA	FRAPIBI	FRAPRIAC	FRAPIIN
1	0,00	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00	5,90	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00
2	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	1,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
3	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,70
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,20
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
10	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,40	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	12,00
11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,30
12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,77
13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
17	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18	0,00	0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,70
19	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	7,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,80	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,20	0,00	0,00	4,80
22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80
23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	25,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
27	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00
28	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
31	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00	8,02	0,00	0,00	0,00	3,81	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	1,80	0,00	1,40	0,00
32	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	8,84	0,00	0,00	2,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
35	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,40	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	1,70	0,00	0,00	0,40	0,00
36	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	1,90	0,00	0,20	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	4,10	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20
38	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	6,50	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	1,40	0,00
39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
42	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,80	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
48	0,00	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
50	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53	0,00	0,00	0,00	4,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
55	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
58	0,00	0,00	0,00	0,00	3,90	3,50	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00
59	1,80	0,00	2,80	1,80	0,00	0,00	3,80	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00

Annexe B Suite.

	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161
	NAVBYO	NAVCOCC	NAVCOEL	NAVCRYC	NAVCRYT	NAVDETE	NAVDIFF	NAVFIGO	NAVFIGU	NAVFIGJ	NAVFIGRE	NAVHALO	NAVINDI	NAVJAEI	NAVKRAS	NAVKUEL	NAVLAEV	NAVLEPT	NAVIMEDI	NAVIMINI
1	0,00	0,20	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	6,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,40
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
3	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,80	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
7	0,20	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,40	0,00	0,00	0,20	1,80	0,00	0,00	0,00	0,20	0,80	0,00
8	0,80	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,20	0,80	0,00
9	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	1,20	0,00	0,00	0,80	0,00
10	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
11	0,80	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,80	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13	0,40	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	3,20	0,40	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00
14	1,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,20	0,00
15	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	2,70	2,17	0,00
16	1,90	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,80	0,80	0,00	0,00
17	0,20	0,80	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,40	0,40	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	1,20	0,20	0,40	0,00	0,00
19	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00
21	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,80
22	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	3,80	0,20	1,20	0,80	0,00
23	1,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	1,30	0,00
24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,20	0,00
25	1,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,80	0,80	1,40
26	2,20	0,20	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	3,70	0,00	0,00	0,40	0,80	1,20	0,80	1,40
27	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	1,80	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,80	0,00	1,80	0,00	1,80	0,00
28	0,80	0,00	0,80	0,00	0,20	0,00	1,81	0,20	0,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29	0,40	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,20	0,00
30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	1,20	0,00
31	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,80	0,40	0,00	1,00
32	1,81	0,20	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,40	0,20	2,01	0,00	0,40	0,00
33	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,40	0,00	1,40	2,50	0,00	0,00	0,00
34	0,00	1,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	2,00	0,80	1,80	0,40	1,20	0,00
35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,20	1,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20
36	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,80	0,00	0,20	1,50	1,00	0,00	3,70	0,40	1,50	0,40	3,10	0,00
37	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00
38	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	1,80	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,80
39	0,40	1,00	0,80	0,00	0,00	0,20	3,90	0,00	0,00	0,00	0,20	1,80	0,00	0,00	0,40	0,00	3,50	3,10	0,00	0,00
40	0,40	0,40	1,80	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,80	0,00	0,00	0,40	0,00	2,80	0,80	0,00	0,00
41	0,40	0,20	1,00	0,00	1,20	0,00	3,00	0,00	0,00	0,80	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	1,80	0,80	0,40
42	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	1,90	0,00
43	0,00	1,20	0,20	0,00	0,00	0,00	1,90	0,00	0,40	0,00	0,00	0,80	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30	1,50	0,00
44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,20	2,20	0,00
45	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00
46	0,20	0,80	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	1,50	0,00
47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00
48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,80	0,00
49	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,40	0,00	0,00
50	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,40	0,00	0,00
51	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,40	0,00
52	0,20	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00
53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	1,90	0,00
54	0,00	0,40	0,40	0,40	0,00	1,21	1,81	0,00	0,00	1,01	0,00	2,51	0,80	0,20	0,00	0,00	0,00	4,83	0,40	0,20
55	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00
56	0,00	0,00	0,40	0,80	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,80	0,80
57	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00
58	0,00	0,20	0,00	1,80	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,80	0,00	0,00	0,40
59	0,00	0,00	0,00	2,40	0,80	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00

Annexe B Suite.

	182	183	184	185	186	187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200	201	
	NITSP05	NITSP06	NITACIC	NITBACI	NITBRYO	NITDISS	NITFONT	NITFRUZ	NITGRAC	NITINCO	NITLIEB	NITPALE	NITPERC	NITPERN	NITRECT	NITVALD	NITSP01	NITSP03	NITSP04	PINBALF	
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	4,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,40	
3	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	2,20	0,00	0,20	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	2,00	0,00	
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	
7	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
8	0,00	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	1,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,20	
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	
10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,40	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	
11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,4	0,00	0,00	0,00	1,00	
12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,70	0,40	0,40	0	0,00	0,00	0,00	1,10	
13	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30	0,00	1,30	0,00	4,37	0,40	3,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
18	0,00	0,00	0,00	0,40	0,20	0,40	0,40	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,20	0,00	1,40	1,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	3,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	1,00	0,00	0,00	2,20	2,01	0,20	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
27	0,00	0,00	0,00	1,00	0,40	1,20	0,00	0,00	0,00	2,70	2,50	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
28	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	
29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,20	2,00	0,00	0,00	2,00	3,20	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	
31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,21	0,20	2,01	0,40	0,00	1,01	2,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	
33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	
34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
36	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	1,00	0,40	0,20	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	
37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
38	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	3,30	0,20	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	
40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	2,00	0,00	0,00	1,40	0,40	0,00	0,00	2,40	0,00	0,20	0,00	2,00	0,40	0,00	0,00	
42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
43	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50	3,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	
49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	1,40	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
51	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
54	1,41	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	1,01	0,00	0,00	2,41	2,01	0,00	1,01	0,00	2,41	0,00	0,00	0,00	0,00	
55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
56	0,00	0,40	2,00	0,00	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
57	0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	
58	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	1,50	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
59	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,20	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	

Annexe B Suite.

	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220
	PINBRAA	PINDIMA	PINCIBI	PINMES3	PINPULY	PINSILV	PINSBURG	PINSP01	STANECH	STAMMTH	STEDELI	STEDENS	SURBOHE	TABBINA	TABFLOC	UROERIE	SPO0001	SPO0002	SPO0004
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00	3,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
8	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
11	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00
13	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00
14	0,20	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,00	1,10	0,00	1,30	0,00	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
16	0,90	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00
17	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,25	0,40	0,00	0,00	0,00
18	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
19	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,40	4,20	0,00	0,00	0,00
20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00
21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00
22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23	0,00	0,00	0,00	1,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,70	0,00	0,00	0,00	0,00
24	0,20	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
25	0,00	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,40	0,40	0,80	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26	0,00	0,00	0,00	0,80	0,40	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
27	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,81	0,00	0,00	0,00	0,00
29	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00
31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
32	0,00	0,00	0,00	2,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
33	0,00	2,00	0,00	2,70	1,40	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00
34	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00
35	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
36	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00
37	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00
39	0,00	0,00	0,00	0,80	0,20	0,00	0,20	0,00	1,80	0,00	0,40	0,20	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	2,00
40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,40	0,20	0,00	0,20	6,00	0,40	0,00	1,20	0,00
41	1,40	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	4,20	0,00	0,00	0,00	0,00
42	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	5,30	0,00	0,00	0,00	0,00
43	1,70	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,80	0,20	1,30	0,00	0,80	0,40	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,90	0,00
44	0,00	0,00	0,80	1,80	0,00	0,00	0,80	1,00	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,40	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00
45	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	4,50	0,00	0,00	0,00	0,00
46	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,90	23,71	0,00	0,00	0,00	0,00
47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	1,20	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	1,00	0,40	0,00	0,00	1,80	0,00
48	0,00	0,00	1,00	0,40	0,00	0,00	0,00	3,10	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,40	3,10	0,00	0,00	0,00	0,00
49	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,20	0,00	0,40	0,80	0,00	1,00	0,20	0,00	0,40	10,40	0,00	1,80	0,40	0,00
50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	0,00	0,80	0,00	0,00	1,20	0,00	0,20	2,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,40	16,00	4,80	0,00	0,00	0,00	0,00
52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,40	0,80	0,00	0,00	0,00	8,00	0,80	0,00	0,00	0,00
53	0,00	1,20	1,20	0,80	0,00	0,00	0,00	3,90	0,00	0,00	0,40	1,00	0,00	0,00	6,57	0,00	0,00	0,00	0,00
54	0,00	1,21	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,40	3,22	0,00	1,21	1,01	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
55	0,40	0,00	0,00	1,20	5,80	0,00	0,20	0,00	3,80	0,00	2,80	0,40	0,00	0,00	3,20	0,00	0,00	0,00	0,00
56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,80	0,40	0,80	1,40	0,00	3,01	0,00	0,00	0,00	0,00
57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00
58	0,00	0,00	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	1,30	0,40	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00