

Université du Québec
INRS-Eau, Terre et Environnement

**ANALYSE HISTORIQUE DE LA VARIATION DES CHIRONOMIDES
(INSECTES) SOUMIS À DES PERTURBATIONS (FEUX ET COUPES
FORESTIÈRES) EN FORÊT BORÉALE.**

Par
Vicky Tremblay
(B. Sc. Biologie)

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès sciences (M. Sc.)
en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe

Évelyne Franquet
Université Paul Cézanne
Institut Méditerranéen d'Écologie et
de Paléoécologie

Examineur interne

Landis Hare
INRS-Eau, Terre et Environnement

Directeur de recherche

Isabelle Larocque
INRS-Eau, Terre et Environnement

Mai 2007

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de type « par articles » comporte deux parties distinctes. La première partie est constituée d'une synthèse de l'état des connaissances liées au sujet de recherche; cette partie comprend également une description de la problématique et des objectifs de la recherche effectuée, de même qu'un aperçu des méthodes, résultats et conclusions. La deuxième partie du mémoire est constituée de deux manuscrits : un premier à soumettre au *Journal of Paleolimnology* et le deuxième publié sous forme de Rapport INRS.

La contribution des auteurs des articles s'établit comme suit :

1) Tremblay, V., Larocque, I., Sirois, P., Historical variability of subfossil chironomids (Diptera:Chironomidae) in lakes impacted by natural and anthropogenic disturbances in the boreal forest of Québec, Canada. À soumettre d'ici la fin de l'année au *Journal of Paleolimnology*.

Vicky Tremblay:	- Planification et conception du projet - Préparation des échantillons - Analyse des chironomides - Traitement des données - Rédaction de l'article
Isabelle Larocque	- Planification et conception du projet - Corrections et/ou suggestions à apporter à l'article
Pascal Sirois	- Planification et conception du projet - Corrections et/ou suggestions à apporter à l'article

2) Tremblay, V., Larocque, I. 2007. Utilisation des chironomides pour estimer le carbone organique dissous à partir d'une fonction de transfert. Rapport INRS I-220.

Vicky Tremblay:	- Traitement des données - Interprétation des données - Rédaction du rapport
Isabelle Larocque	- Élaboration du training set - Commentaires et/ou suggestions à apporter au rapport

REMERCIEMENTS

Je remercie tout particulièrement ma directrice de recherche, Isabelle Larocque, pour ses conseils judicieux, sa grande disponibilité et son support tout au long de ce projet. J'ai eu la chance de connaître la scientifique qu'elle est, mais aussi la personne qu'elle est.

Je tiens à remercier Nicolas Rolland. Toujours présent pour me donner un coup de main, pour répondre à mes interrogations ou pour initier une discussion, il a été d'une grande aide.

Merci à Pascal Sirois pour la gestion du projet dans son ensemble. Je tiens à remercier aussi Dominic Brassard pour la communication d'informations pertinentes. Merci à Véronique Gravel pour sa collaboration et sa grande disponibilité.

Merci à Hugo Drouin pour son aide avec les logiciels de cartographie. Il a été très généreux de son temps.

Pour sa contribution aux analyses chimiques, merci à Sébastien Duval.

Merci à mes parents qui m'ont toujours encouragé à continuer et à aimer ce que je fais.

Finalement, merci à mon collègue et ami de cœur Michel Lavoie, qui a toujours été là pour m'écouter, me supporter et me faire sourire.

RÉSUMÉ

La forêt boréale québécoise possède des milliers de lacs et rivières dont plusieurs sont exploités par les pêcheurs sportifs. Les communautés aquatiques sont souvent soumises à des perturbations naturelles sur leur bassin versant, principalement le feu et des perturbations anthropiques, telles les coupes forestières. Dans une optique de développement durable, il est essentiel que les coupes forestières permettent un maintien des écosystèmes aquatiques. Suite aux feux et coupes, une augmentation de l'apport de nutriments et de carbone organique dissous a été remarquée. Les différents maillons de la chaîne trophique pourraient être affectés par ces perturbations, menant à un changement des ressources primaires (plancton, zoobenthos) et perturbant les communautés de poissons. Très peu d'études se sont penchées sur l'effet des perturbations naturelles et anthropiques sur les communautés de chironomides (insectes non-piqueurs), source nutritionnelle importante pour plusieurs espèces de poissons. L'objectif de cette étude était d'évaluer l'impact des perturbations sur les larves de chironomides, en utilisant les chironomides sub-fossiles préservés dans les sédiments lacustres. L'approche paléolimnologique permet de déterminer les variations des communautés à long terme.

L'impact à long terme des feux de forêt et des coupes forestières chez les communautés de chironomides a été évalué dans trois lacs de la forêt boréale. Ces lacs ont été choisis pour leur historique connu de perturbations (i.e. feux de forêt et coupes à blanc). Les résultats ont démontré que les communautés de chironomides ainsi que les changements observés suite aux perturbations étaient propres à chaque lac. Aucun changement spécifique au type de perturbation n'a été identifié. Les modifications constatées étaient à l'intérieur de la variation naturelle des lacs ; les feux de forêt et les coupes forestières auraient donc peu d'impact sur les assemblages de chironomides et leur effet serait de courte durée. L'importance des modifications dans chacun des lacs semblait reliée à l'ampleur de la perturbation, les lacs avec une fréquence de perturbation plus élevée ou un bassin de drainage plus touché semblaient avoir des changements plus importants.

Pour reconstruire le carbone organique dissous (COD), une fonction de transfert, utilisant les chironomides comme bio-indicateurs, a été appliquée. Afin de mieux comprendre l'utilité de la reconstruction, cette fonction de transfert a été appliquée pour un autre lac, puis les inférences ont été comparées avec les données obtenues par l'application d'une fonction de transfert utilisant les diatomées et avec les données mesurées de COD. En général, les chironomides ont tendance à surestimer les valeurs de COD, mais les patrons de changements sont adéquats et permettent donc une meilleure compréhension de l'évolution du système.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	iii
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ.....	vii
TABLE DES MATIÈRES.....	ix
LISTE DES FIGURES.....	xiii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 LES PERTURBATIONS EN FORÊT.....	1
1.2 LES FEUX DE FORÊT.....	2
1.2.1 <i>Le rôle des feux de forêt</i>	2
1.2.2 <i>Les facteurs influençant les feux de forêt</i>	5
1.3 LES COUPES FORESTIÈRES.....	7
1.3.1 <i>Les types de coupes forestières</i>	7
1.3.2 <i>Les coupes forestières dans le monde</i>	8
1.3.3 <i>Les coupes forestières au Canada</i>	8
1.3.4 <i>Les coupes forestières au Québec</i>	9
1.3.4.1 <i>Le règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État</i>	9
1.3.4.2 <i>Le lieu de l'exploitation forestière</i>	9
1.3.5 <i>L'impact sur les écosystèmes aquatiques</i>	10
1.4 LA PALÉOLIMNOLOGIE.....	13
1.4.1 <i>Les sédiments</i>	16
1.4.2 <i>L'échantillonnage et le sous-échantillonnage du sédiment</i> ...	20
1.4.3 <i>Les bio-indicateurs</i>	23
1.4.3.1 <i>Les diatomées</i>	24
1.4.3.2 <i>Les pigments</i>	24
1.4.3.3 <i>Les cladocères</i>	25
1.4.3.3 <i>Les ostracodes</i>	25

1.4.3.4 Le pollen.....	25
1.4.3.5 Les chironomides.....	26
1.4.4 La datation.....	28
1.4.5 Les limites de la paléolimnologie.....	32
1.4.6 La pertinence de la méthode pour le présent projet.....	33
1.5 LES CHIRONOMIDES.....	34
1.5.1 L'écologie des chironomides.....	34
1.5.2 Méthodologie.....	36
1.5.2 Pertinence de l'utilisation des chironomides pour le présent projet.....	37
1.6 L'EFFET DES FEUX SUR LES COMMUNAUTÉS AQUATIQUES.....	39
1.6.1 La biogéochimie	39
1.6.2 Le phytoplancton	39
1.6.3 Les diatomées	40
1.6.4 Le zoobenthos	40
1.6.5 Le zooplancton	42
1.6.6 Les poissons	43
1.7 PROBLÉMATIQUES DE RECHERCHE	43
2. L'EFFET DES PERTURBATIONS NATURELLES ET ANTHROPIQUES EN FORÊT BORÉALE SUR DES COMMUNAUTÉS DE CHIRONOMIDES	45
2.1 OBJECTIFS DE RECHERCHE	45
2.2 MÉTHODOLOGIE	45
2.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION	46
3. UTILISATION DES CHIRONOMIDES POUR ESTIMER LE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS À PARTIR D'UNE FONCTION DE TRANSFERT.....	49
2.1 OBJECTIFS DE RECHERCHE	49
2.2 MÉTHODOLOGIE	49
2.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION	49
4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	51

RÉFÉRENCES	53
5. ARTICLE #1	67
6. RAPPORT	103

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Superficie incendiée au Canada pour la période 1970-2003, selon le Service canadien des forêts et Base nationale de données sur les forêts. (Programme national de données sur les forêts, 2006)
- Figure 2.** Nombre d'incendies au Canada pour la période 1970-2003, selon le Service canadien des forêts et Base nationale de données sur les forêts. (Programme national de données sur les forêts, 2006)
- Figure 3.** Superficie incendiée pour les mois de mai à septembre, en 2006 (rouge) et en moyenne au cours des 10 dernières années (bleu). (Service canadien des forêts, 2006).
- Figure 4.** Changements anthropiques survenus récemment dans la zone étudiée au Québec (période approximative : 1990-2001). © Global Forest Watch Canada, 2006 (www.globalforestwatch.ca).
- Figure 5.** Forêts intactes au Québec. (WWF-Canada, 2005).
- Figure 6.** Modèle des facteurs importants contrôlant la formation des archives sédimentaires dans les lacs. (Cohen, 2003)
- Figure 7.** Types d'apport de matière au lac : la matière autochtone, provenant du lac lui-même et la matière allochtone, provenant de l'extérieur. La matière allochtone peut s'infiltrer vers la surface (*overflow*), la thermocline (ou pycnocline) (*interflow*) ou le fond (*underflow*). (Sturm et Matter, 1978)
- Figure 8.** Types d'accumulation sédimentaire en fonction de deux paramètres hydrologiques (stratification de l'eau et influx de la matière en suspension)

dans un lac avec déposition clastique. Le septième cas représente la structure d'une varve idéale. *Gros points* : sable; *petits points* : sédiment fin; *barres claires* : argile (Sturm, 1979).

Figure 9. Différents types de carottiers : (a) benne Ekman, (b) carottier à gravité, (c) carottier à piston.

Figure 10. Principaux bio-indicateurs utilisés en paléolimnologie : (a) diatomée, (b) cladocère, (c) pollen, (d) ostracode, (e) chironomide.

Figure 11. Courbe universelle de la décroissance radioactive du ^{14}C .

Figure 12. Chironomides : (a) Adulte (b) Larve de *Chironomus* sp. (c) Capsule céphalique de *Limnophyes* (d) Capsule céphalique de *Sergentia* (e) Capsule céphalique de *Procladius* (f) Capsule céphalique de *Corynoneura*.

Figure 13. Préparation d'échantillon à l'aide de la méthode de flottaison (Rolland, 2006)

1. INTRODUCTION

Les forêts et les ressources forestières font partie de la vie des Canadiens. Elles ont une importance économique, historique et culturelle. L'aménagement forestier doit assurer la pérennité des écosystèmes tout en répondant aux attentes en matière de bien-être social, de services environnementaux et d'activités économiques. La *Coalition pour la Stratégie nationale sur la forêt* s'assure de la mise en oeuvre de la Stratégie, qui est un consensus qui guidera les Canadiens dans leurs travaux soutenus en aménagement des forêts durables. Elle est composée d'organismes gouvernementaux et non gouvernementaux qui travaillent ensemble à l'atteinte de l'objectif de forêts durables. Au Québec, la forêt boréale possède des milliers de lacs et rivières dont plusieurs sont exploités par les pêcheurs sportifs. L'aménagement des forêts doit assurer le maintien des écosystèmes lacustres.

1.1 Les perturbations en forêt

Les perturbations en forêt représentent un problème d'actualité important. On parle de perturbation lorsqu'il y a possibilité de régression, voire de disparition de certaines espèces. On classe les perturbations en deux grands types : les perturbations naturelles et les perturbations d'origine humaine. Les principales perturbations naturelles sont le feu, les insectes, les maladies, le vent et le verglas. Celles d'origine humaine sont principalement les activités de récolte de bois. En écologie des forêts, les perturbations naturelles sont considérées comme étant normales et faisant partie du cycle des forêts. Les impacts découlant de ces perturbations sont nombreux et certainement pas tous connus. Les facteurs tant naturels qu'humains peuvent influencer sur les forêts de façon positive et négative. En fait, les influences naturelles sont essentielles pour la régénération et la succession de la plupart de nos forêts. Le déboisement, lié au feu ou à la récolte du bois, a sans doute un impact sur les écosystèmes aquatiques, notamment lorsqu'il est effectué en bordure d'un lac ou d'une rivière. Il est alors pertinent d'étudier les organismes vivant

dans ces milieux, afin de déterminer les effets du déboisement sur les écosystèmes aquatiques, plus particulièrement sur les communautés qui le composent.

1.2 Les feux de forêt

Les écosystèmes aquatiques de la forêt boréale canadienne sont influencés par des feux de forêt récurrents (50 à 300 ans) qui couvrent annuellement entre 0,7 et 7,6 hectares (Ressources Naturelles du Canada, 2006) (Figure 1). La fréquence moyenne annuelle des feux est de 8000 feux/an (Figure 2). La foudre est à l'origine d'environ 85% de la superficie brûlée annuellement, le reste résultant de l'action des humains (Ressources Naturelles du Canada, 2006). Les feux d'origine anthropique sont les plus nombreux, mais ils consomment une superficie plus petite que ceux allumés par la foudre. Les feux provoqués par les humains sont effectivement plus rapidement détectés et maîtrisés.

1.2.1 Le rôle des feux de forêt

Les feux de forêt jouent un rôle majeur sur la répartition et la composition des communautés végétales. Des espèces, communautés et écosystèmes entiers sont adaptés à son passage plus ou moins fréquent (Ressources Naturelles et Faune du Québec, 2006). Dans la forêt boréale, le feu est à la fois source de destruction et de vie. L'action immédiate du feu est de ravager la forêt, ne laissant parfois sur son passage que des arbres brûlés, mais selon l'intensité, des arbres peuvent être épargnés. De façon générale, la surface totale de forêt ou d'îlots forestiers qui survivent à un feu augmente considérablement avec la taille du feu (Eberhardt et Woodward, 1987). Les arbres épargnés peuvent être utiles, car leurs cernes annuels contiennent leur histoire. La dendrochronologie peut donc servir à retracer l'histoire des feux. Une des conséquences du feu est l'apparition d'espèces pionnières. Des plantes adaptées au nouveau milieu remplacent alors les arbres âgés qui ont été brûlés. Le feu fait partie du cycle de vie des forêts depuis des milliers d'années. Depuis le milieu du 19^e siècle, de l'est de l'Ontario jusqu'au centre du Québec, la fréquence des feux a diminué (Bergeron et *al.*, 2001). En observant la flore en place, il peut être possible d'estimer la fréquence des feux. Par

exemple, là où les feux sont récents, le bouleau (*Betula papyrifera*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) se retrouvent en abondance (Bergeron, 2000). Effectivement, ces espèces peuvent profiter des bonnes conditions d'ensoleillement offertes. Par la suite, apparaissent des conifères, comme le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le cèdre blanc (*Thuja occidentalis*) (Bergeron, 2000). Dans le cas du pin gris et de l'épinette noire (*Picea mariana*), le feu est un élément essentiel, car il lui vient en aide en faisant ouvrir ses cônes sérotineux, permettant ainsi à l'espèce de se reproduire et de survivre (Radeloff et al., 2004)). En opposition, le sapin baumier est présent dans des régions moins affectées par le feu, indiquant que le dernier feu remonte à très longtemps, généralement des centaines d'années (Zoladeski and Maycock, 1990). Finalement, certaines espèces végétales sont favorisées par les feux et ne colonisent que les zones brûlées, comme le bleuet (*Vaccinium* spp). Ces derniers possèdent des rhizomes dans les horizons minéraux leur permettant de résister à des feux sévères (Duval, 1993). Puisque les rhizomes sont responsables de la propagation des bleuets (Blatt et al., 1989), l'espèce resurgit après feu.

Le concept de succession de recrutement continu vers une vieille forêt inéquienne n'est pas évident dans la forêt boréale soumise au passage récurrent des feux (Morneau et Payette, 2000). D'après une étude de Cogbill (1985) au nord du Saguenay, environ 70% des arbres de l'étage dominant s'établissent dans les 30 premières années après l'incendie, suivi d'un faible recrutement. Ces arbres d'origine dominant le couvert forestier pour une période allant jusqu'à 250 ans, bien que la mortalité devienne importante après 130 ans. La courte durée entre les perturbations empêche la dégradation éventuelle de la forêt en peuplement riche en arbustes, typique de la vieillesse.

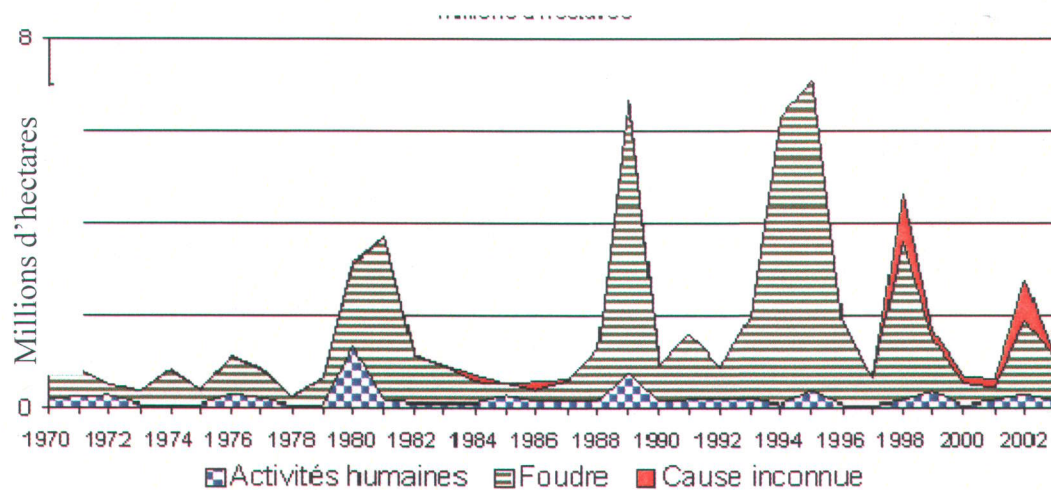


Figure 1. Superficie incendiée au Canada pour la période 1970-2003, selon le Service canadien des forêts et Base nationale de données sur les forêts (Programme national de données sur les forêts, 2006)

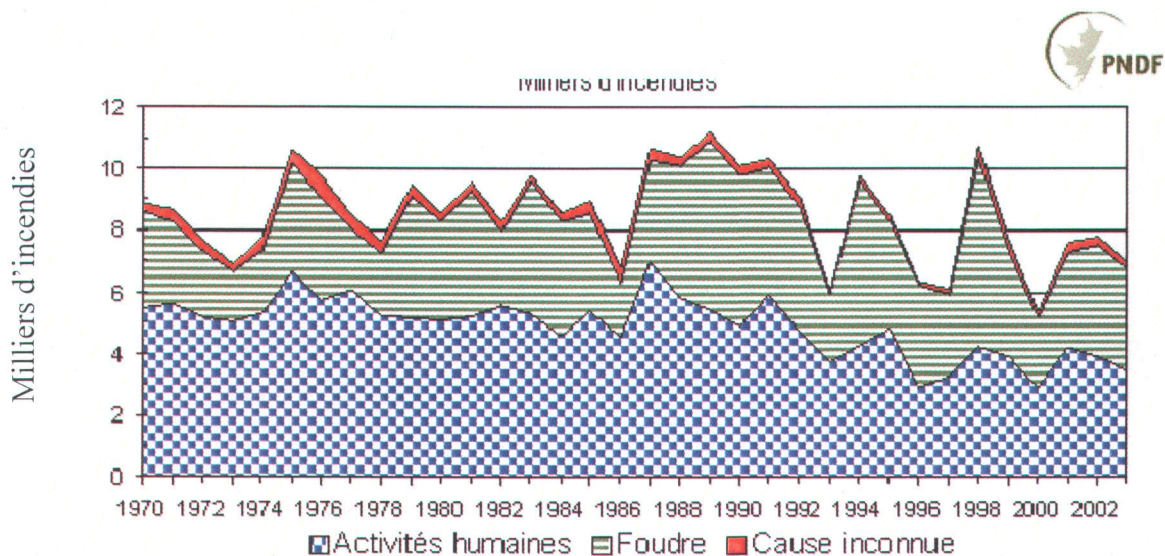


Figure 2. Nombre d'incendies au Canada pour la période 1970-2003, selon le Service canadien des forêts et Base nationale de données sur les forêts (Programme national de données sur les forêts, 2006)

1.2.2 Les facteurs influençant les feux de forêt

Différents facteurs influencent le devenir des feux de forêt. Les principaux sont d'abord les combustibles, soit le matériel à brûler, sa composition et son humidité, ensuite la topographie du milieu et finalement les conditions climatiques et météorologiques (Payette, 2000). Ainsi, les forêts de conifères du Nord du Québec sont plus sujettes aux feux que les forêts de feuillus situées près de l'eau, car les conditions y sont plus propices, le climat étant plus sec au nord. De plus, les aiguilles, les branches et l'écorce des conifères contiennent peu d'eau. Finalement, la résine des conifères est un produit très inflammable. Conséquemment, les feux en forêt boréale sont généralement intenses, causant la mort de la majorité des arbres. Les feux de faible intensité sont aussi destructeurs, car les caractéristiques architecturales, le faible contenu en eau des feuilles et l'écorce mince sont des conditions favorables à l'effet destructeur du feu. Le risque de feux est presque nul en hiver. Au printemps, il y a une recrudescence des incendies après la fonte des neiges. La grande saison des feux survient l'été, en raison de la foudre qui allume de nombreux incendies (Figure 3).

Indirectement, par l'apport de nutriments provenant du couvert forestier, les communautés aquatiques sont aussi sous l'influence des feux de forêt. Suite à un événement de feu, le taux de sédimentation augmente. Beaucoup de matière organique se retrouve sur le couvert forestier. Le lessivage des nutriments se fait ainsi plus facilement, la végétation moins dense ne les retenant plus. Les nutriments sont donc transportés au lac (Bayley et *al.* 2002). Selon la succession écologique forestière, les feuillus sont les premiers arbres à apparaître, suivis des conifères (Bergeron, 2000). Les arbres à feuilles larges contribueraient davantage à l'insertion allochtone de matière organique que les conifères (Francis, 2001). Ainsi, pendant quelques années, l'apport de nutriments au lac peut être plus important. De plus, le feu influence la qualité et la quantité d'eau disponible. Si le feu survient en hiver, le découvert augmente l'albédo et la fonte des neiges survient plus rapidement, ce qui augmente la quantité d'eau et dilue davantage les produits lessivés. Si le feu survient en période de sécheresse, la qualité de l'eau diminue dans la zone affectée par le feu, car elle contient plus de sédiments, de matière organique et d'éléments nutritifs en suspension.

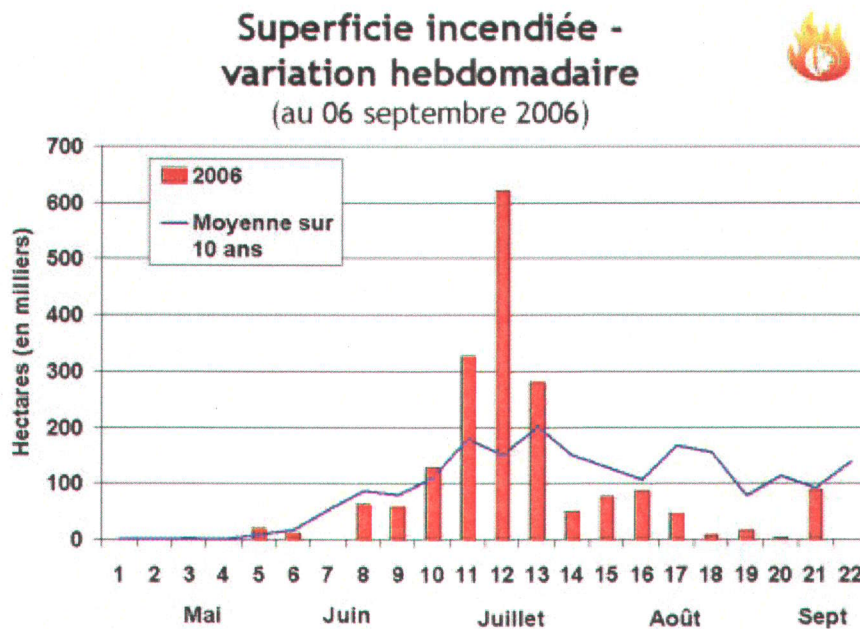


Figure 3. Superficie incendiée pour les mois de mai à septembre, en 2006 (rouge) et en moyenne au cours des 10 dernières années (bleu). (Service canadien des forêts, 2006).

1.3 Les coupes forestières

La coupe à blanc ressemble à une perturbation par le feu : tous les arbres de dimension commerciale d'intérêt sont enlevés. Ainsi, il y aura beaucoup de lumière au sol et le sol minéral sera plus ou moins exposé. Par contre, l'épaisseur de la couche organique du sol sera moins importante que lors d'un feu. Les arbres sont effectivement retirés en grande partie, ce qui permet une moindre accumulation de matière organique au sol. Il y aura plus de bois mort, car des branches d'arbres peuvent être laissées au sol, et certains îlots de végétation survivant seront présents sur environ 5% de la superficie coupée. Ainsi, l'apport de matière organique au lac peut être différent de celui observé suite aux feux de forêt. Il n'en reste pas moins qu'il y aura une augmentation de l'apport de solides en suspension, de nutriments, de carbone organique dissous et de cations (Nicolson et al., 1982; Rask et al., 1998).

1.3.1 Les types de coupes forestières

Il existe plusieurs façons d'effectuer les coupes forestières. Quelques-unes sont ici présentées :

- La coupe à blanc consiste à récolter tous les arbres présents dans un secteur particulier. Elle peut toutefois s'effectuer en bande ou en parcelles, ce qui laisse des parties de la forêt intactes.
- La coupe progressive s'effectue dans les forêts où les arbres ont approximativement le même âge. Dans un premier temps, une partie des arbres matures sont récoltés alors que d'autres sont laissés en place, assurant la protection et les semis. Dans un second temps, le reste des arbres matures est récolté lorsque la régénération est bien établie. Ainsi, il n'y a pas de succession secondaire.
- La coupe de jardinage vise à récolter les arbres de façon sélective, priorisant l'abattage des arbres malades ou blessés. La coupe à rétention variable vise à prélever un nombre variable d'arbres dans une classe d'âge, de façon à atteindre des objectifs de protection de la faune, de la biodiversité et des paysages.

- L'éclaircie commerciale consiste à prélever un certain nombre d'arbres dans une classe d'âge, pour ainsi devancer une partie de la récolte, modifier la composition en essences (objectif de protection contre certains insectes, etc.) et accélérer la croissance en diamètre des tiges résiduelles.
- La coupe avec protection des petites tiges marchandes consiste à récolter les tiges dont le diamètre est supérieur à 14 cm. Ainsi, les tiges de plus faibles dimensions restent en place et continueront à croître pour former plus rapidement le prochain peuplement.

1.3.2 Les coupes forestières dans le monde

En 1997, la récolte mondiale de bois et de combustible s'opérait à un rythme annuel de 5 milliards de mètres cubes. À cause des besoins grandissants des populations, une augmentation de 1,5% par année est observable (Noble et Dirzo, 1997). De plus, entre 1980 et 1995, la déforestation planétaire s'est faite à une intensité de 13 millions d'hectares par an. Celle-ci a été compensée par seulement 1,3 million d'hectares par an de nouvelles plantations. Selon une étude (Laurance et *al.*, 1997), le recrutement de nouveaux arbres en lisière des forêts non coupées ne serait pas efficace.

1.3.3 Les coupes forestières au Canada

Presque un million d'hectares de forêt sont coupés chaque année au Canada. Une réglementation provinciale ou territoriale exige que toutes les zones exploitées soient reboisées. Une possibilité annuelle de coupe est fixée par chaque province et territoire. L'exploitation des forêts doit être planifiée en tenant compte de la conservation et du maintien de la faune et la flore en place ainsi que la conservation des sols et de l'eau. Parmi le 0,9 million d'hectares de forêts qui sont le théâtre d'une récolte annuelle, 53% se régénèrent naturellement, 43% sont replantés et 4% sontensemencés (Ressources Naturelles Canada, 2006).

1.3.4 Les coupes forestières au Québec

À l'échelle du Québec, le volume total récolté dans les forêts publiques a grandement augmenté entre 1990 et 2003. En effet, il est passé de 21,1 millions à 30,5 millions de mètres cubes par an (Commission d'Études sur la Gestion de la Forêt Publique Québécoise, 2004).

1.3.4.1 Le règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État

En 1996, le gouvernement du Québec a adopté un nouveau Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI). Ce règlement vise principalement à garantir le renouvellement de la forêt en protégeant l'ensemble des ressources du milieu forestier (l'eau, la faune, la végétation et le sol) et en harmonisant l'aménagement forestier avec les autres activités exercées en forêt (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2006). Le Ministère s'efforce à sensibiliser les industriels à cette réglementation. Il cherche aussi à accroître leur compréhension de cette réglementation ainsi que de ses objectifs. Depuis 2001-2002, le taux de respect de la possibilité forestière chez les entreprises, basé sur le bilan de la matière ligneuse, a progressivement augmenté pour passer de 83 % à 88 % en 2005-2006 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2006).

1.3.4.2 Le lieu de l'exploitation forestière

L'exploitation forestière s'effectue surtout entre 50°N et 52°N, dans les régions de Matagami, de Chibougamau et du Réservoir de la Manicouagan. Depuis le début des années 1980, les activités de coupe ont augmenté dans les régions situées entre 49°N et 51°N, depuis la frontière de l'Ontario et du Québec jusqu'au bassin de la Manicouagan et de la Basse-Côte-Nord, en passant par les environs du lac Mistassini (Payette, 2000). La majorité des coupes seraient effectuées entre 50°N et 51°N et 64°O et 80°O (Payette,

2000). Globalement, c'est dans cette zone que les changements anthropiques les plus importants surviennent (Figure 4) (Global Forest Watch Canada, 2006). Cette zone correspond à la zone de la forêt boréale (Figure 5). Cette dernière figure montre les forêts intactes, qui se font de plus en plus rares au centre du Québec. De plus, les routes (en rouge) montent de plus en plus vers le Nord, pour accéder aux ressources forestières.

1.3.5 L'impact sur les écosystèmes aquatiques

La protection des écosystèmes aquatiques fait partie des préoccupations de la Commission d'Études sur la Gestion de la Forêt Publique Québécoise. Selon eux, l'aménagement écosystémique doit tenir compte des interrelations entre les écosystèmes, à différentes échelles, et inclure les dimensions humaines dans la définition des unités géographiques servant à la planification. Il s'agit d'un compromis qui englobe les bassins versants, les paysages, les unités administratives et les grands écosystèmes, et ce, en tenant compte des facteurs historiques, des objectifs actuels d'aménagement et des visées futures (Commission d'Études sur la Gestion de la Forêt Publique Québécoise, 2004). En 2003, un nouvel objectif pour la protection des forêts a été mis en place. Il vise à protéger les habitats aquatiques en évitant l'apport de sédiments. Une attention particulière doit être apportée à la planification à l'échelle du bassin versant afin de protéger les espèces aquatiques, particulièrement les poissons. Leurs études ne prennent toutefois pas en considération la chaîne alimentaire dans son ensemble, ce qui serait important, car tous les maillons de cette chaîne sont reliés. Des études sur les impacts des perturbations sur les niveaux primaires (phytoplancton, zooplancton, zoobenthos) seraient nécessaires pour déterminer leurs effets sur les ressources nutritionnelles des poissons.

1.4 La paléolimnologie

Concernant l'impact des perturbations en forêt boréale, les connaissances scientifiques actuelles sont fondées sur des études d'impact à court terme, de un à cinq ans. Il est important de connaître les effets des perturbations à long terme. Les perturbations se produisent à différents intervalles de temps pouvant aller jusqu'à des centaines d'années. Une analyse à long terme peut permettre une meilleure connaissance des réponses des communautés aquatiques et du temps de retour aux conditions initiales. Cela peut être utile pour la gestion des écosystèmes forestiers, surtout en considérant que les coupes forestières sont effectuées de façon à imiter les feux (Hunter, 1993). L'intervalle de temps entre les coupes forestières pourrait donc être davantage justifié. La fréquence des perturbations naturelles varie en fonction des sites et peut donc influencer de façon distincte les écosystèmes lacustres. La paléolimnologie permet de reconstruire cet historique et plus particulièrement les réponses des organismes sur une longue échelle temporelle. Afin de mieux comprendre la réaction des communautés aquatiques à long terme, il est essentiel d'obtenir une résolution temporelle plus longue.

La paléolimnologie est l'étude à long terme des écosystèmes lacustres. C'est une science multidisciplinaire étudiant l'information biologique, chimique et physique préservée dans les sédiments accumulés au fond des lacs. Les lacs sont des masses d'eau de grande étendue à l'intérieur des terres. Plus l'épaisseur de sédiment s'accumulant au fond des lacs chaque année est importante, plus la résolution temporelle est bonne. Dans les lacs arctiques, par exemple, l'accumulation de sédiment est de quelques millimètres par année, ce qui rend l'analyse à haute résolution temporelle difficile. Les sédiments constituent de véritables archives du passé, car ils accumulent de l'information année par année. Le terme « archive » est approprié pour décrire les fondements de la recherche en paléolimnologie. Les archives sont des atouts importants pour résoudre les questions liées aux conditions environnementales passées (Cohen 2003). Les écosystèmes lacustres sont sous l'influence de plusieurs variables intrinsèques et extrinsèques qui régulent l'histoire du lac, comme le climat, le type de sol, la végétation, les organismes vivants et les activités humaines (Figure 6) (Cohen, 2003). Parce que les lacs et leurs sédiments

accumulent et intègrent les signaux environnementaux régionaux et locaux, ils sont souvent utilisés en tant qu'écosystèmes sentinelles. Les sédiments constituent l'histoire des caractéristiques environnementales (Smol, 2002). Pour toute séquence sédimentaire, en absence de bioturbation, les dépôts les plus profonds sont les plus anciens, puisque du nouveau matériel s'accumule d'année en année. Le paléolimnologue s'intéresse à cette séquence et interprète l'information contenue dans ces profils (Smol, 2002). Les approches paléolimnologiques nous permettent de comprendre la séquence d'événements ayant mené à la situation actuelle d'un lac, et possiblement de prédire les changements futurs. En comprenant davantage le passé, l'impact des perturbations sur les écosystèmes, on peut prédire l'impact des perturbations semblables futures. Ce sont des études paléolimnologiques qui ont d'abord permis de comprendre les processus d'acidification des lacs dus à l'agriculture (e.g. Renberg et al. 1993) et de prédire les changements encourus si les pratiques continuaient au même rythme.

Un autre avantage de la paléolimnologie est l'étude des changements à long terme sur le même écosystème. Dans l'étude des effets des perturbations sur l'écosystème lacustre, plusieurs chercheurs regardent les effets des feux sur des écosystèmes ayant subi des perturbations à différents moments (e.g. les communautés présentes dans un lac après un feu datant de cinq ans, dans un autre lac après un feu datant de 10 ans, un autre lac après un feu de 20 ans). Il est alors difficile de déterminer si les effets observés sont dus à l'utilisation de différents sites ou à la succession après perturbation. La paléolimnologie permet d'étudier les effets des perturbations sur le même écosystème à travers le temps, et de déterminer les effets directs d'une variation dans la récurrence des perturbations au même site.

La paléolimnologie aide à comprendre les tendances des changements des écosystèmes, ce qui est un atout pour la gestion. Cette discipline peut être utile pour répondre à plusieurs questions concernant, entre autres, les changements climatiques, l'évolution des espèces et la pollution des bassins versants.

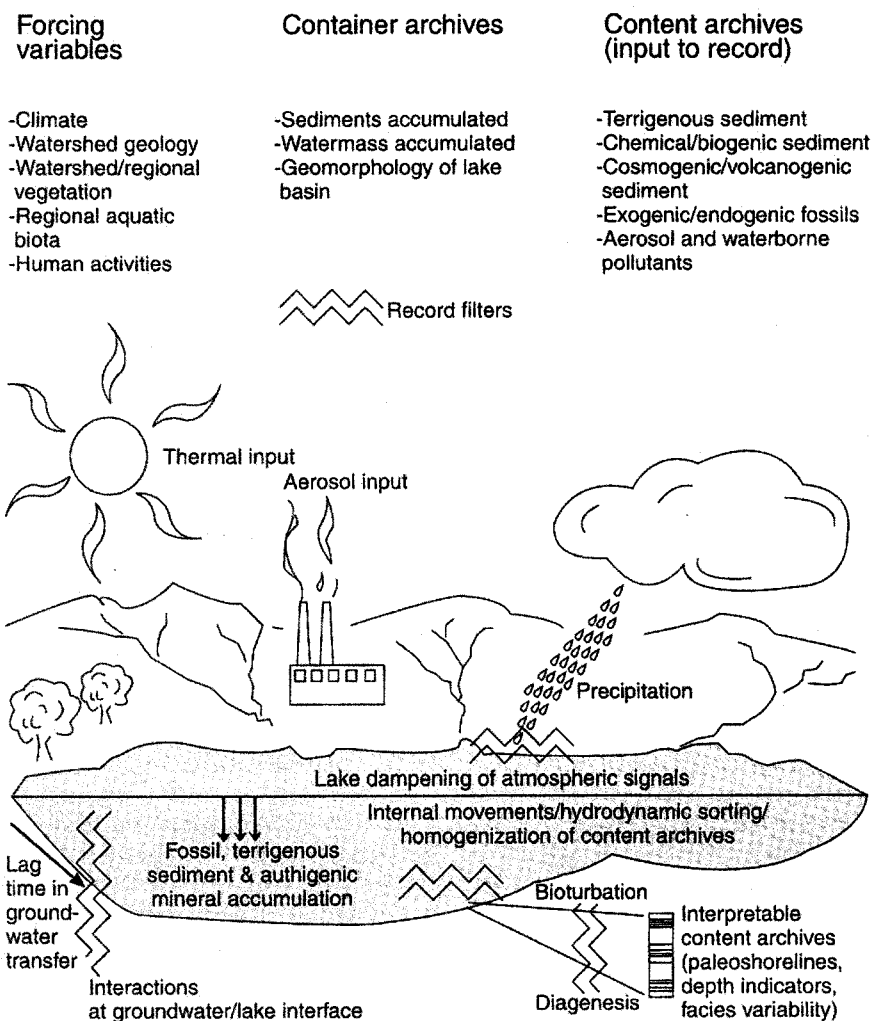


Figure 6. Modèle des facteurs importants contrôlant la formation des archives sédimentaires dans les lacs. (Cohen, 2003)

1.4.1. Les sédiments

La formation des sédiments au fond des lacs résulte de l'apport de matière allochtone (provenant de l'extérieur du lac) et autochtone (provenant du lac même) (Figure 7). La matière allochtone comprend les débris végétaux, les particules de sol, le pollen, l'apport par les affluents, etc. Cette matière peut s'infiltrer au lac de différentes façons. Si les particules sont grosses, elles s'écoulent directement vers le fond (underflow). Si elles sont très petites (sédiment fin), alors elles peuvent rester en suspension. Si le lac est stratifié, qu'il y a présence d'une thermocline, alors le sédiment de densité intermédiaire peut s'accumuler le long de la thermocline. Ces matières en suspension sont déposées au fond des lacs au brassage du printemps et/ ou de l'automne. En absence de brassage, elles peuvent aussi sédimenter lentement vers le fond. La matière autochtone comprend la matière produite dans le lac même (e.g. les restes des organismes planctoniques, les pelottes fécales, les organismes benthiques et des particules en suspension). La vitesse de sédimentation varie selon plusieurs facteurs décrits par la loi de Stokes :

$$v = \frac{2r^2 g \Delta(\rho)}{9\mu}$$

- v , vitesse de chute (*en cm / sec*)
- r , rayon de la sphère (*en cm*)
- g , accélération (*cm / s²*)
- $\Delta(\rho) = d_p - d_f$, différence de densité entre la particule et le fluide (*en g / cm³*)
- μ , viscosité du fluide (*en dyne.sec.cm⁻²*)

Les sédiments peuvent être laminés ou non, selon, entre autres, la stratification de l'eau et l'influx des nutriments (Figure 8). Lorsque le lac est annuellement laminé (varves), les âges peuvent être plus facilement déterminés, en dénombrant le nombre de varves à partir de l'année d'échantillonnage. L'obtention de varves nécessite des conditions spéciales et elles sont rarement présentes.

L'étude présente visant à déterminer l'impact des perturbations sur les communautés aquatiques, la matière allochtone devrait donc parvenir surtout de l'environnement

terrestre ayant subi les perturbations. En général, l'apport via les affluents devrait être limité. Afin de voir les variations des communautés aquatiques, le sédiment devrait être majoritairement de provenance autochtone, avec une grande production biologique. Pour bien identifier les périodes de perturbations et les associer aux perturbations enregistrées (e.g. les années de coupe dans la région, les feux répertoriés), des lacs varvés seraient idéaux, en absence de varves, un haut taux de sédimentation serait souhaité. Par ailleurs, un lac de petite taille, ayant peu d'affluents et peu profond s'avèrerait pertinent.

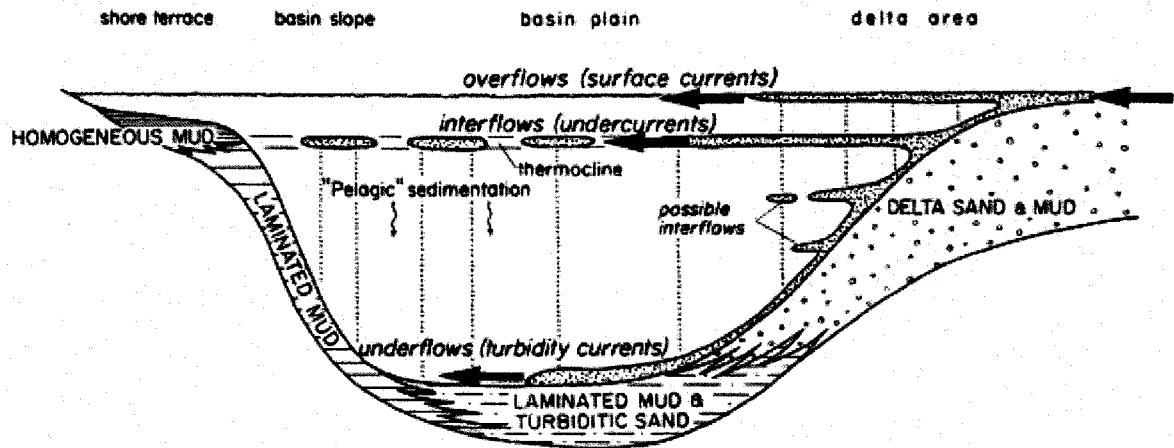


Figure 7. Types d'apport de matière au lac : la matière autochtone, provenant du lac lui-même et la matière allochtone, provenant de l'extérieur. La matière allochtone peut être dirigée vers la surface (*overflow*), la thermocline (ou pycnocline) (*interflow*) ou le fond (*underflow*). (Sturm et Matter, 1978)

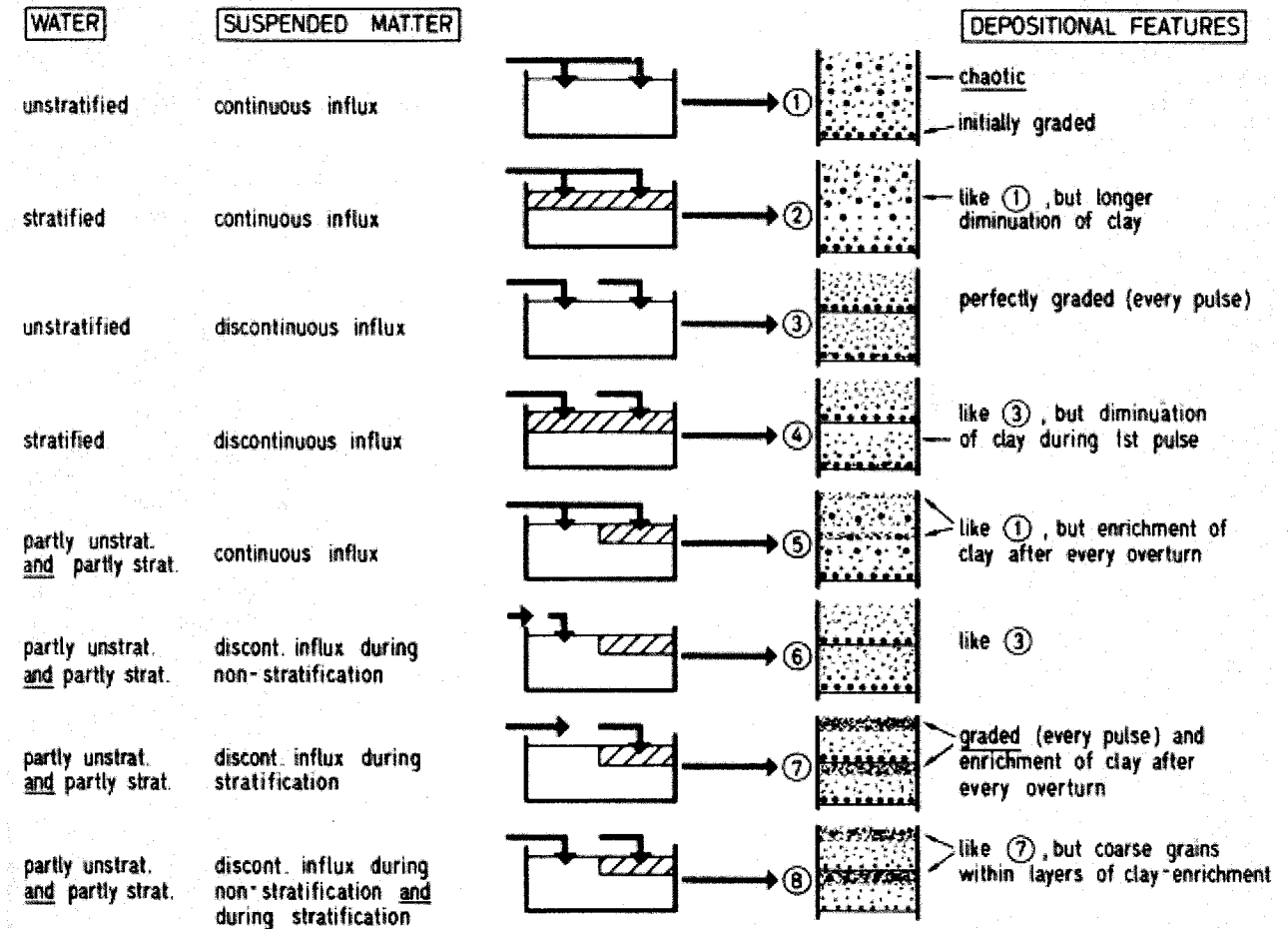


Figure 8. Types d'accumulation sédimentaire en fonction de deux paramètres hydrologiques (stratification de l'eau et influx de la matière en suspension) dans un lac avec déposition clastique. Le septième cas représente la structure d'une varve idéale. *Gros points* : sable; *petits points* : sédiment fin; *barres claires* : argile (Sturm, 1979).

1.4.2 L'échantillonnage et le sous-échantillonnage du sédiment

L'échantillonnage du sédiment s'effectue en deux temps. D'abord, une carotte de sédiment est prélevée. Ensuite, la carotte sédimentaire est coupée pour analyse future du sédiment.

Le carottier est l'outil servant à prélever le sédiment au fond des lacs. Un bon carottier laisse passer l'eau de telle sorte qu'il limite la création d'une onde de pression. Son tube doit avoir une paroi d'une épaisseur moindre que la surface de la carotte et lisse à l'intérieur pour faciliter la pénétration du carottier dans le sédiment. Les côtés de la paroi doivent être bien aiguisés afin de s'enfoncer facilement dans le sédiment. Le procédé de fermeture et d'extraction de la carotte doit être facile à utiliser et efficace.

À cause des compromis entre le prix et l'efficacité du carottier sous différentes conditions, aucun carottier n'est performant dans toutes les situations (Smol et Glew, 1992). Il existe plusieurs types d'échantillonneurs (figure 9), dont la benne, le carottier à gravité, le carottier à piston, le carottier à vibration et le « *freeze-corer* ». Ces carottiers sont choisis selon le type de sédiment à retirer.

La benne est utile pour échantillonner une grande quantité de sédiment à faible profondeur (20cm). Il s'agit d'une boîte qui est descendue par gravité au fond du lac. Puis, lorsque la surface du sédiment est atteinte, un messenger est envoyé pour refermer la benne. Elle peut ensuite être remontée. Dans ce cas, le sédiment peut être perturbé par la fermeture de la benne.

Le carottier à gravité utilise le poids du carottier pour pénétrer dans le sédiment. Ainsi, son utilisation est conseillée dans les sédiments plus ou moins meubles. Le carottier est descendu au fond du lac sous des conditions contrôlées, afin de s'assurer qu'il va pénétrer le sédiment selon un axe vertical et pour éviter que le carottier s'enfonce trop profondément, ce qui ferait ressortir le sédiment de surface. Un messenger envoyé permet de fermer le carottier. Il peut être remonté par la suite. Il est parfois difficile de

déterminer quand le carottier a pénétré complètement le sédiment et quand il faut envoyer le message.

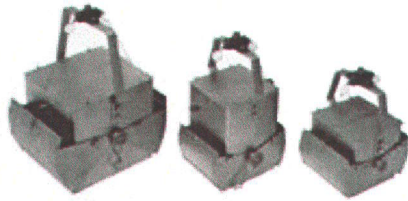
Le carottier à piston nécessite une plateforme, comme la glace d'un lac gelé, pour être utilisé. Ce carottier utilise l'aspiration créée par un piston hermétique. Comme il est situé au-dessus du sédiment, cela permet d'éliminer la pression hydrostatique interne par-dessus l'échantillon de sédiment. Le sédiment pénétrant dans le carottier est alors moins perturbé.

Le carottier à vibration permet d'échantillonner du sédiment très meuble avec du sable. Le carottier possède un moteur, dont les vibrations permettent la pénétration du carottier dans le sédiment. Il fonctionne par liquéfaction, donc le contenu en eau du sédiment doit être élevé.

Le « *freeze-corer* » permet d'échantillonner le sédiment directement sous l'interface sédiment-eau, sans perturbation, particulièrement dans le sédiment avec forte teneur en eau. Ce carottier est particulièrement utilisé pour échantillonner des sédiments varvés. Ce carottier opère en faisant adhérer le sédiment qui gèle à la surface externe d'une colonne creuse précédemment remplie avec un mélange de glace sèche et d'alcool. Le transport de ce matériel sur le terrain est un inconvénient. Aussi, le carottier doit rester en place pendant au moins dix minutes.

Après avoir échantillonné le sédiment, il faut effectuer un sous-échantillonnage, c'est-à-dire couper la carotte à intervalles déterminées. Cela peut être effectué directement sur le site, ou en laboratoire. Lorsque le sédiment est très liquide, il est avantageux de sous-échantillonner sur le site, car il y a moins de risque de perturbation du sédiment pendant le transport. Des coupeurs de carottes existent, qui permettent d'échantillonner à intervalles de 0.25 cm (e.g. Renberg 1990). Lorsque l'on veut détecter la présence de varves ou laminations, qui ne sont pas toujours visibles au moment de l'échantillonnage, la carotte peut être transportée dans son tube et amenée en laboratoire pour diverses analyses (e.g. CAT-Scan), puis sous-échantillonnée par la suite.

(a)



(b)



(c)



Figure 9. Différents types d'échantillonneurs : (a) benne Ekman, (b) carottier à gravité, (c) carottier à piston.

1.4.3 Les bio-indicateurs

Dans un lac, la matière organique et inorganique sédimente vers le fond. Il se crée un effet d'entonnoir, de telle sorte que la matière a tendance à se diriger vers l'endroit le plus profond du lac, souvent au milieu. Ainsi, le fait de prélever une seule carotte de sédiments nous permet d'avoir une représentation du lac en entier. Un assemblage assez complet peut être obtenu, car les restes des organismes des milieux littoraux sont transportés passivement vers le milieu du lac et mélangés aux résidus des organismes limnétiques avant d'être incorporés aux sédiments (Frey, 1988). La communauté complète du lac (littoral, profonde) se trouve donc dans une seule carotte. Ainsi, les fossiles retrouvés dans la carotte seront nombreux et variés. Cela a été vérifié expérimentalement. Le long d'un transect du littoral jusqu'à la partie profonde du lac, des carottes de sédiments ont été échantillonnées, puis les assemblages de chironomides à la surface ont été analysés (Heiri, 2004). Il s'est avéré que la plus forte concentration de chironomides se trouvait principalement dans les carottes provenant de la partie profonde du lac. Cette carotte représentait bien les communautés profondes et limniques. Ainsi, il est justifié d'échantillonner la partie la plus profonde du lac.

Les fossiles trouvés dans les sédiments sont souvent appelés *proxy*, dans le sens où ils seraient des substituts d'une mesure directe d'une variable les contrôlant. Il est plus juste de parler de ces fossiles en tant qu'indicateurs des conditions environnementales. En effet, les organismes retrouvés dans les sédiments sont sujets à l'action de multiples processus, autres que ceux qui nous intéressent. Plusieurs facteurs abiotiques (lumière, température, oxygène dissous, pH, salinité, nutriments) et biotiques (prédation, compétition, etc.) contrôlent la distribution des espèces (Cohen, 2003). Si la distribution de certains organismes est fortement influencée par une variable particulière, alors ceux-ci peuvent être utiles pour reconstruire cette variable.

Seuls les organismes ayant une structure solide sont préservés dans les sédiments. Quelques composés sont préservés, par exemple la silice, la calcite, l'aragonite, la sporopolléline, la chitine et la kératine. Cela limite le choix des taxa potentiellement

utilisables comme bio-indicateurs. Les principaux sont les diatomées, les pigments, les cladocères, les ostracodes, le pollen et les chironomides (Figure 10). Le choix du bio-indicateur se fait en fonction des objectifs de l'étude et de leur potentiel de reconstruction d'un facteur quelconque.

La tendance actuelle est d'effectuer des études avec plusieurs bio-indicateurs (Lotter et *al.*, 1997). Cela permet une meilleure compréhension de l'écosystème et une meilleure interprétation des résultats (Ammann, 2000). En effet, si deux bio-indicateurs semblent indiquer une tendance similaire de l'environnement, il est probable que l'interprétation soit bonne. Par contre, si les bio-indicateurs n'indiquent pas la même tendance, alors il y a lieu de se questionner sur la cause de cette différence. Cela permet une meilleure compréhension de l'utilisation des bio-indicateurs et de l'écosystème.

1.4.3.1 Les diatomées

Les diatomées (algues unicellulaires microscopiques) sont souvent utilisées pour des études paléolimnologiques. Elles sont présentes dans une grande variété d'environnements et leurs frustules silicieux sont généralement bien préservés. En plus d'être trouvés en abondance dans les sédiments, les assemblages de diatomées sont connus pour leur sensibilité à une variété de paramètres limnologiques et hydroclimatiques, ce qui fait d'eux des bio-indicateurs de choix pour répondre à plusieurs problématiques paléolimnologiques (Battarbee et *al.*, 2001). Les diatomées servent entre autres à reconstruire les concentrations de carbone organique dissous (Fallu et Pienitz, 1999), l'état trophique (phosphore total) (e.g. Anderson et *al.*, 1990; Hall et Smol, 1992; Reavie et *al.*, 1995; Lotter, 1998; Tremblay et *al.*, 2001), la température (e.g. Roseacute et *al.*, 2000; Bloom et *al.*, 2004) et le pH (e.g. Roseacute et *al.*, 2000).

1.4.3.2 Les pigments

Les pigments sont des substances chimiques (chlorophylle, caroténoïdes et leurs dérivés) préservées dans les sédiments provenant de la décomposition du phytoplancton, des

bactéries phototropiques et des plantes (Leavitt et Hodgson, 2001). Les pigments préservés dans les sédiments peuvent être utilisés pour déterminer l'histoire du développement du niveau trophique et la productivité algale des lacs (Guillizonni et *al.*, 1992; Leavitt et *al.*, 1989; Hall et *al.*, 1997).

1.4.3.3 Les cladocères

Les cladocères (crustacés branchiopodes microscopiques) se trouvent en milieu littoral peu profond (Chydoridae) et pélagique (Daphniidae et Bosminidae). Ils possèdent une carapace faite de chitine, qui est préservée dans les sédiments. Les fluctuations des niveaux de lacs peuvent affecter les distributions de cladocères (Korhola et *al.*, 2000). Les cladocères peuvent aussi être utilisés pour caractériser le climat (Hoffman, 1987; Hoffman, 2000), le niveau trophique (Lotter et *al.*, 1998; Brodersen et *al.*, 1998; Bos et Cumming, 2003) et l'acidité des lacs (Fryer, 1980; Steinberg et *al.*, 1988, Korhola, 1992; Paterson, 1994).

1.4.3.4 Les ostracodes

Les ostracodes sont de petits crustacés bivalves aquatiques. Ils sont trouvés dans les eaux douces, saumâtres et salées. En étant influencés par différents paramètres physiques et chimiques, ils sont utiles pour décrire les changements de paléohydrologie (Mourguiart et *al.*, 1998) et le niveau trophique (Scharf, 1998). Ils peuvent aussi servir à reconstruire la température (Colman et *al.*, 1990; Forester, 1991), la salinité (Gell et *al.*, 1994) et la composition ionique (Forester, 1991).

1.4.3.5 Le pollen

L'identification des grains de pollen et leur dénombrement à chaque niveau des strates permettent de reconnaître la nature des composants végétaux présents dans l'environnement du lac à une époque donnée (Seppä et Weckström, 1999; Richard, 2003). Le pollen peut être utilisé de façon quantitative pour reconstruire l'abondance de la

végétation (e.g. Soepboer et *al.*, 2007), la température (e.g. Bigler et *al.*, 2003) ou les précipitations (e.g. Davies et Fall, 2001).

1.4.3.6 Les chironomides

Les chironomides, insectes non piqueurs, se retrouvent dans une variété d'habitats et sont sensibles aux variations environnementales. Ils sont principalement utilisés comme indicateurs de changements climatiques (Walker, 1991; Wilson et *al.*, 1993; Lotter et *al.*, 1999; Brooks et Birks, 2000, Larocque et *al.*, 2001; Larocque et Hall, 2004), de niveau trophique (Quinlan et *al.*, 1998; Francis, 2001) et de carbone organique dissous (Larocque et *al.*, 2006). Ces indicateurs étant utilisés dans ce projet, leur écologie sera détaillée plus loin.

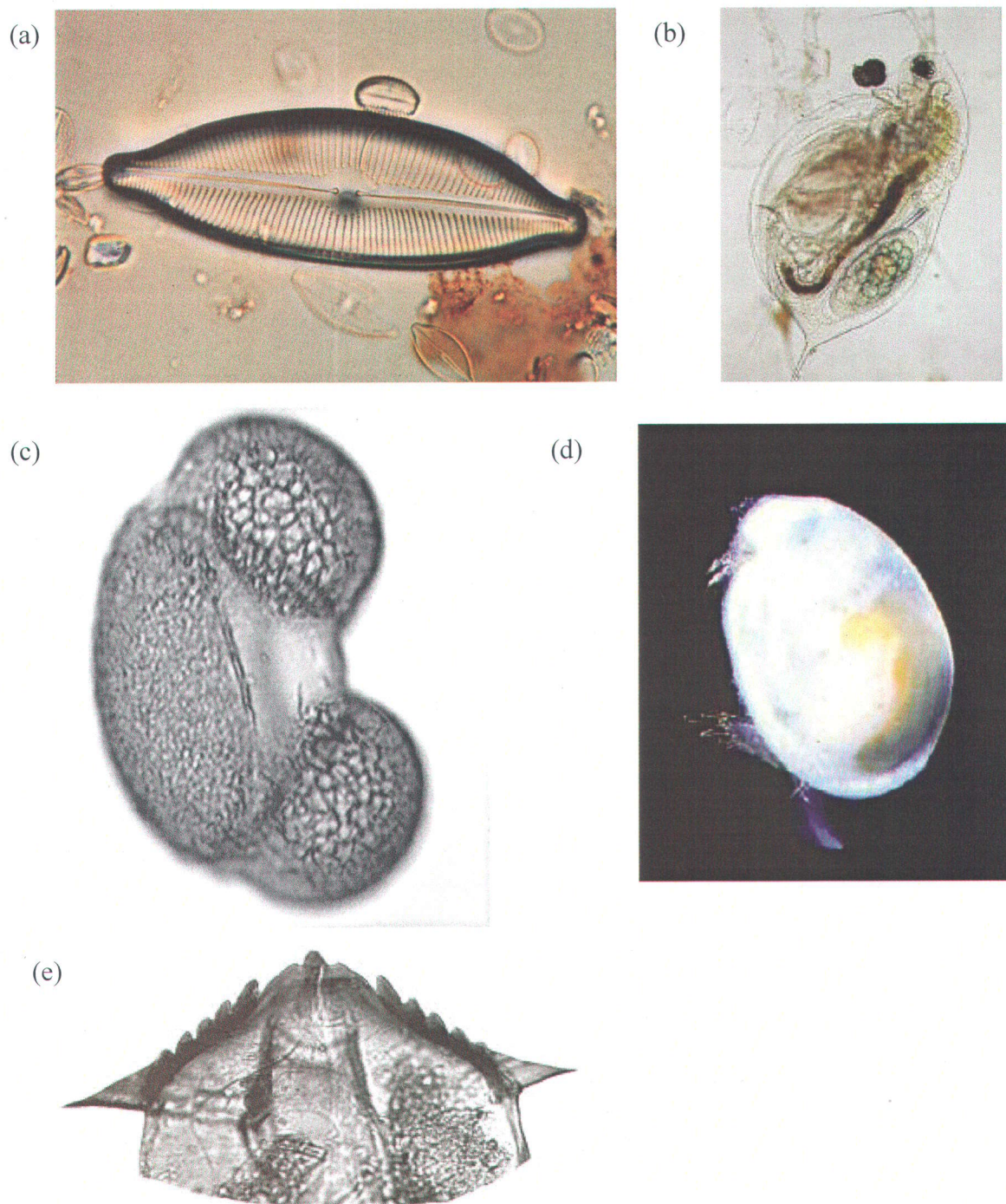


Figure 10. Principaux bio-indicateurs utilisés en paléolimnologie : (a) diatomée, (b) cladocère, (c) pollen, (d) ostracode, (e) chironomide (capsule céphalique).

1.4.4 La datation

Établir l'âge des sédiments est très important. Cela permet de connaître les dates auxquelles des changements dans les archives se sont produits et d'établir des liens entre ces changements et leurs causes possibles. Il y a deux types de données temporelles : la datation relative et la datation absolue. La détermination relative de l'âge est basée sur des concepts de superposition (les plus anciens étant au fond, en absence de perturbations tectoniques) et des corrélations lithologiques (Cohen, 2003). Par exemple, des corrélations peuvent être établies entre différentes carottes ou différentes archives (e.g. Heiri et *al.*, 2004). Dans ce cas, il s'agit d'aligner visuellement les courbes obtenues à partir des données des variables corrélées. Il existe aussi des méthodes de datation absolues qui ne font pas appel à d'autres analyses ou correspondances avec d'autres endroits pour obtenir une date. Il existe quatre types de techniques utiles en paléolimnologie : la datation radiométrique, la datation par dommages de rayonnement, la datation par racémisation des acides aminées et les méthodes utilisant la corrélation d'événements. Par exemple, la présence de tephra (particules volcaniques) dans des couches sédimentaires peut fournir une date assez précise, en connaissant bien sûr l'année de l'éruption volcanique. Comme la datation radiométrique a été utilisée dans ce projet, une attention particulière est portée sur cette méthode.

Les méthodes radiométriques sont basées sur les propriétés radioactives de certains éléments chimiques instables. La décomposition des isotopes en isotopes filles est dépendante du temps et lorsque le taux de décomposition est connu, il est possible d'établir l'âge.

La datation à l'aide radiocarbone (^{14}C) est la méthode la plus utilisée en paléolimnologie (Cohen, 2003) et a été développée par Libby et *al.* (1949). Le ^{14}C est produit dans l'atmosphère par une interaction cosmique avec le ^{14}N . Il est ensuite oxydé en $^{14}\text{CO}_2$, qui circule dans toute l'atmosphère et se dissout dans les océans pour former des carbonates. Les organismes vivants assimilent le carbone sans distinction isotopique. Ainsi, la

proportion de ^{14}C présent dans l'organisme par rapport au carbone total (^{12}C , ^{13}C et ^{14}C) correspond à celle qui existe dans l'atmosphère au moment de la mort de l'organisme. Tant que l'organisme vit, le ^{14}C qui se décompose est constamment remplacé par du nouveau ^{14}C . À partir de l'instant où un organisme meurt, tout échange avec l'extérieur cesse et du ^{14}C reste piégé. La quantité de ^{14}C que l'organisme contient ainsi que son activité radiologique décroissent au cours du temps selon une loi exponentielle. On peut ainsi savoir depuis quand l'organisme est mort (Figure 11). La période radioactive (ou demi-vie) du carbone est de 5730 ans (Cohen, 2003). Pour dater un échantillon de matière organique, il faut mesurer le rapport $^{14}\text{C}/\text{C}$ total (ce qui reste de radiocarbone naturel suite à la désintégration) pour en déduire son âge. La méthode de datation au ^{14}C est précise pour les échantillons de moins de 40 000 ans. Avec cette méthode, il est possible de dater tout ce qui comporte du carbone (e.g. sédiments, gyttja, tourbe, carottes glaciaires, coraux, foraminifères, sol, fossiles d'organismes). En paléolimnologie, l'utilisation de macrofossiles (vs sédiments) est à privilégier, car elle comporte un plus petit risque d'erreur (contamination moins probable).

Lorsque le sédiment à dater est plutôt récent, d'autres techniques que la mesure du ^{14}C sont plus précises. Des isotopes de courte-vie tel le ^{210}Pb sont généralement utilisés. Leur courte durée de vie limite leur utilisation aux sédiments très récents, mais donne une précision plus importante aidant à déterminer les taux de sédimentation que la méthode du ^{14}C (Catto, 1996). La méthode est basée sur la décomposition de la chaîne ^{238}U . Un isotope intermédiaire, le ^{226}Ra se trouve dans les sols, et après plusieurs transformations, il devient du ^{210}Pb . Ce dernier s'accumule dans les sols, lacs et glaciers, puis, comme le ^{14}C commence à se décomposer. La concentration du ^{14}C est mesurée et l'âge est estimé à partir du taux de désintégration. Dans ce cas-ci, le sédiment complet est daté. L'utilisation du ^{210}Pb permet une bonne résolution temporelle. Sa courte demi-vie (21,6 ans) permet de remonter de 150 ans dans le passé. Cette méthode est donc utile pour répondre aux questions se rapportant aux changements écologiques rapides et à l'impact des humains sur les écosystèmes lacustres. Comme notre étude porte sur l'impact des perturbations naturelles et anthropiques, cette méthode est appropriée.

Pendant les années '50 et '60, des tests nucléaires ont été effectués, ce qui a résulté en la production d'isotopes artificiels. En connaissant les différentes abondances de l'isotope à travers le temps, il est possible d'obtenir des datations. Parmi les isotopes artificiels, il y a, entre autres, le ^{137}Cs . Le ^{137}Cs a une demi-vie de 30 ans. Il peut être utilisé en même temps que le ^{210}Pb et servir de validation. Des pics très connus comme celui de Tchernobyl (1986) peuvent servir de références et valider la courbe de ^{210}Pb obtenue.

La dendrochronologie est une méthode de datation fondée sur le comptage et l'analyse morphologique des anneaux de croissance des arbres (Stokes, 1968). Lorsque les conditions climatiques sont favorables, du début du printemps à la fin de l'été, les arbres poussent en produisant du cambium (Luttge et *al.*, 2002). L'activité du cambium s'arrêtant en hiver, la production annuelle de bois se voit facilement, sous la forme d'un double anneau (bois de printemps et bois d'été). Au printemps, les cernes sont clairs, car les vaisseaux conduisant la sève sont plus larges, permettant des flux plus importants. Chaque année correspond donc à une couche claire suivie d'une foncée.

Les arbres enregistrent l'histoire dans le bois, soit sur le plan cellulaire ou par la largeur des cernes annuels, ou encore sous forme de cicatrices sur le tronc. L'influence des facteurs climatiques se traduit par un cerne large lors d'une année où les conditions météorologiques ont satisfait les exigences climatiques de l'espèce, mince dans le cas contraire. Un feu, ou tout autre incident qui détruit le cambium sur une partie de la circonférence de l'arbre, causant ainsi un arrêt de croissance latérale à l'endroit de la perte de cambium, crée une cicatrice qui peut être datée (Globe Canada, 2007). Les feux de surfaces particuliers à la forêt boréale laissent souvent derrière eux des cicatrices de feu sur les arbres touchés au passage. Le cambium exposé à la chaleur du feu n'est parfois détruit que sur une partie de la circonférence de l'arbre, permettant à l'arbre de continuer sa croissance et menant à la formation d'une cicatrice de feu. La coupe d'un arbre met fin à sa croissance et son dernier cerne indique l'année de la coupe.

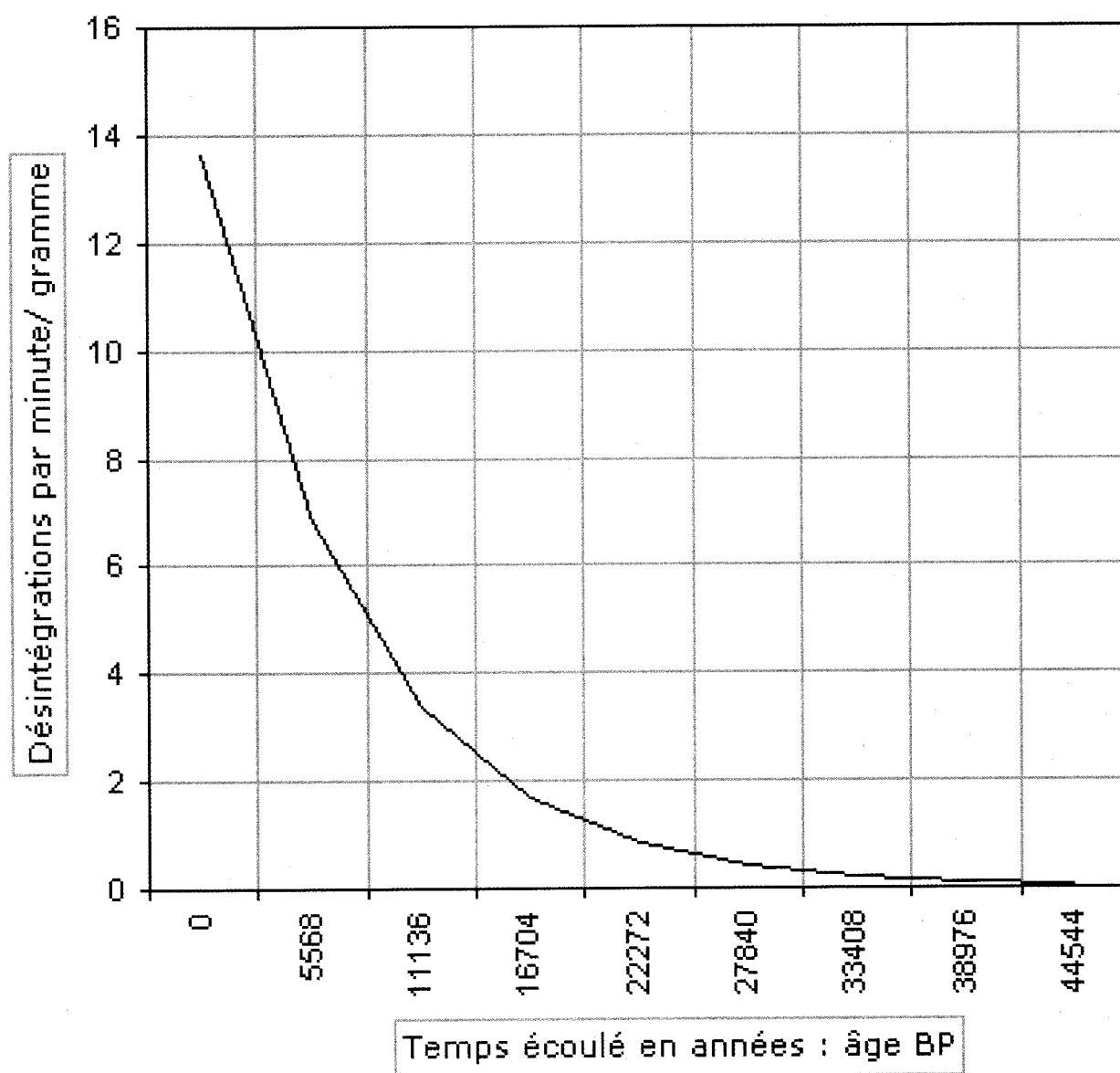


Figure 11. Courbe universelle de la décroissance radioactive du ^{14}C .

1.4.5 Les limites de la paléolimnologie

La paléolimnologie a toutefois des limites, qu'il est important de considérer lors de l'interprétation des résultats.

D'abord, la bioturbation, soit l'ensemble des activités générées par des organismes benthiques, peut avoir des conséquences sur les mécanismes et processus au sein de la colonne sédimentaire. Par leur activité mécanique (fouissage, nutrition, bioirrigation), les organismes vivants peuvent mettre des particules de sédiments en suspension dans l'eau. Cela peut donc homogénéiser les sédiments dans les premiers centimètres, ce qui peut diminuer la résolution et même fausser les interprétations. Comme l'accumulation de sédiments est continue (mais pas toujours constante), ce phénomène peut être observé dans toute la carotte de sédiments.

Une seconde limite à la paléolimnologie est le temps de réponse des organismes. Un changement de l'environnement peut se produire à un certain moment, mais les organismes réagiront plus ou moins rapidement, ce qui est à considérer. Certains indicateurs réagiront plus rapidement à certaines variables que d'autres, ce qui peut aider dans le choix du bio-indicateur. De plus, plusieurs facteurs peuvent influencer une espèce particulière. Il est donc difficile d'isoler une variable environnementale particulière.

Une autre limite à la paléolimnologie est la conservation différentielle des organismes. Les espèces ne sont pas toutes conservées dans les sédiments. De plus, ce n'est pas parce qu'une espèce n'est pas présente dans le sédiment qu'elle ne se trouvait pas dans l'environnement avant. Les fossiles constituent donc une représentation partielle de ce que l'écosystème était à un moment donné dans l'histoire.

Finalement, les espèces évoluent dans le temps. Selon les conditions du milieu, elles peuvent s'adapter. Ainsi, les conditions favorables à son développement peuvent avoir changé. En paléolimnologie, on fait la prémisse que cela n'a pas changé. On n'a effectivement pas de preuves du contraire.

Malgré ces limites, la paléolimnologie demeure une approche utile pour reconstruire l'historique des écosystèmes lacustres. Elle permet une insertion dans le passé, jusqu'à des milliers d'années.

1.4.4 La pertinence de la méthode pour le présent projet

Il s'avère pertinent d'effectuer une étude paléolimnologique ayant pour but d'établir la variabilité à long terme des communautés benthiques dans les lacs de la forêt boréale. Le sédiment s'accumule d'année en année et contient donc des archives du passé. Les sédiments comportent des fossiles bien préservés. Ces derniers sont indicateurs des conditions environnementales passées, car les organismes vivants sont sensibles aux conditions environnementales.

Grâce à la paléolimnologie, la réponse à long terme des organismes pourra être évaluée. Les techniques de datation au ^{210}Pb permettent de remonter jusqu'à 150 ans. Il sera donc possible d'associer les perturbations des 150 dernières années aux communautés de chironomides présentes à ces moments.

L'approche paléolimnologique permet d'obtenir, dans une seule carotte, les communautés littorales et profondes, donc un échantillon complet du lac. Il y aura intégration des impacts des changements tant au littoral qu'en profondeur. Les impacts peuvent effectivement être plus importants sur certaines communautés, par exemples les communautés littorales (Francis, 2001). Il sera aussi possible de déterminer si la variation des communautés est véritablement due aux perturbations ou si elle fait partie de la variation naturelle.

À l'aide de données historiques, il sera donc possible d'associer la variabilité des communautés benthiques soumises à des perturbations naturelles et anthropiques. Plus concrètement, il s'agit de prélever des carottes sédimentaires de différents lacs en bordure

des forêts touchées par les différentes perturbations naturelles et anthropiques. Ensuite, il suffit d'analyser en laboratoire les fossiles microscopiques d'invertébrés (chironomides), les nutriments (carbone, azote) et de dater le sédiment à l'aide d'isotopes radioactifs (^{210}Pb).

1.5 Les chironomides

Les chironomides (Figure 12) font partie du phylum Arthropoda, de la classe Insecta et de l'ordre Diptera. La famille Chironomidae se divise en sept sous-familles : Tanypodinae, Podonominae, Chironominae, Orthocladiinae, Prodiamesinae, Diamesinae et Telfmeinae.

1.5.1 L'écologie des chironomides

Les larves de chironomides sont très abondantes dans les lacs. Les œufs sont déposés par les adultes sur ou dans l'eau (Chapitre 3 : Figure 2). Ce premier stade est assez court, mais varie tout de même d'une espèce à l'autre. Suivent ensuite quatre stades larvaires. Chez les espèces lenticques, le premier stade larvaire est planctonique. Les stades subséquents sont benthiques pour presque toutes les espèces. La larve se développe dans ou à la surface de différents substrats, comme les sédiments, les plantes ou le bois mort. Le mode d'alimentation varie entre les espèces. Plusieurs sont détritivores ou filtreurs, alors que d'autres broutent les algues et les bactéries. Quelques-unes sont omnivores, se nourrissant d'autres larves ou d'invertébrés aquatiques et d'autre matière. La larve se transforme ensuite en puppe, qui est un stade de transition entre la larve et l'adulte (imago). La puppe migre vers la surface de l'eau, là où l'adulte émerge suite à la séparation de la cuticule thoracique dorsale. L'adulte a une courte durée de vie.

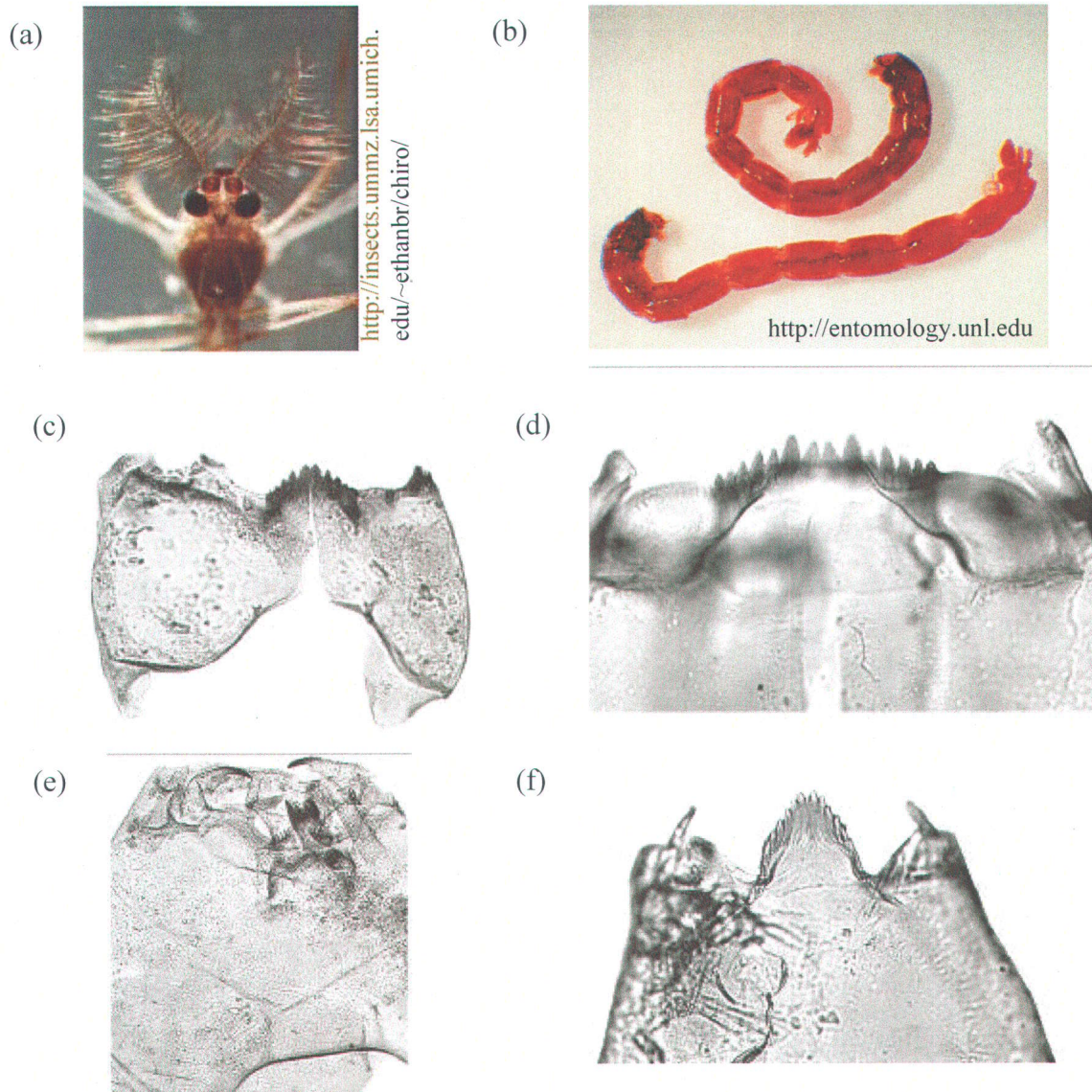


Figure 12. Chironomides : (a) Adulte (b) Larve de *Chironomus* sp. (c) Capsule céphalique de *Limnophyes* (d) Capsule céphalique de *Sergentia* (e) Capsule céphalique de *Procladius* (f) Capsule céphalique de *Corynoneura*.

1.5.2 Méthodologie

Différentes étapes sont nécessaires pour obtenir des capsules céphaliques de chironomides à partir du sédiment. Voici les différentes étapes et une évaluation du temps par échantillon pour effectuer certaines étapes.

- Lyophiliser le sédiment.
 - Peser le sédiment sec (afin de pouvoir obtenir des concentrations (nombre de capsules céphaliques•masse de sédiment⁻¹))
 - Ajouter du KOH (10%) au sédiment total pour une nuit, afin de permettre la déflocculation de la matière organique.
 - Tamiser à l'aide d'un filet de 100µm et conserver les résidus de taille supérieure à 100 µm. Cela correspond à la taille des capsules céphaliques de chironomides identifiables. Les plus petites capsules céphaliques sont plutôt rares et difficilement identifiables.
- 0,5 h
- Trier le sédiment restant sous binoculaire, dans une cellule de Bogorov, afin de retirer une par une les capsules céphaliques de chironomides. Pour obtenir un échantillon représentatif, un minimum de 50 capsules céphaliques doivent être sélectionnées. (Heiri et Lotter 2001; Larocque 2001; Quinlan et Smol 2000)
- 4 h
- Monter les capsules céphaliques sur lame de microscope.
- 1 h
- Identifier chaque capsule céphalique à l'aide de guides d'identification.
- 1,5 h

Ainsi, environ sept heures (donc une journée) sont nécessaires pour traiter, trier et identifier un échantillon. Dans la présente étude, 110 échantillons ont été préparés. Ainsi, selon cette méthode, au moins 110 jours sont nécessaires. Au total, 7083,5 capsules céphaliques de chironomides ont été montées sur lame et identifiées. Cela fait donc une moyenne de 64,4 capsules céphaliques par échantillon.

Comme le tri du sédiment est l'étape la plus longue, une nouvelle méthode a été développée (Rolland et Larocque, 2006). La méthode par flottaison permet de séparer les capsules céphaliques de chironomides du reste du sédiment en utilisant l'éthanol et le kérosène (Figure 13). Les capsules céphaliques sont faites de chitine, qui se lie au kérosène. Le reste du sédiment demeure dans la portion inférieure, avec l'éthanol. Cette méthode permet de sauver au moins deux heures par échantillon.

1.5.3 Pertinence de l'utilisation des chironomides pour le présent projet

Il est pertinent d'utiliser les chironomides comme bio-indicateur paléolimnologique. La capsule céphalique (tête) de chitine ($C_6H_{12}O_5N$) des différents stades larvaires est préservée dans les sédiments pendant des milliers d'années. Leur temps de génération étant relativement court (de une à quelques années), ils peuvent répondre rapidement aux changements environnementaux. La matière organique, dont la dégradation est la source de nourriture du phytoplancton et ce dernier étant la source de nourriture du zoobenthos (incluant les chironomides), un changement de l'apport de matière organique pourrait influencer les chironomides. Les exigences alimentaires varient d'une espèce à l'autre. De plus, les chironomides ne se développent pas tous dans le même milieu. Certains, comme le genre *Chironomus* tolèrent de faibles concentrations en oxygène, alors que d'autres ne pourraient y survivre. Ainsi, une modification de l'environnement peut occasionner un changement des communautés larvaires. Leur distribution est influencée par la température de l'eau (Walker et al. 1997), le carbone organique dissous (DOC) (Larocque et al. 2006), le phosphore total (Langdon et al. 2006), la Chlorophylle *a* (Brodersen and Lindegaard 1999) et la quantité d'oxygène disponible (Quinlan et al. 1998). Les chironomides sont aussi indicateurs de la qualité de l'eau (phosphore total) (Saether, 1979). La déforestation du bassin versant aurait un impact profond sur les assemblages de chironomides (Francis, 2001). Les chironomides étant un constituant de la diète des poissons, cela pourrait aussi les influencer. Bref, toute la chaîne alimentaire peut être touchée par une modification de l'apport de nutriments.

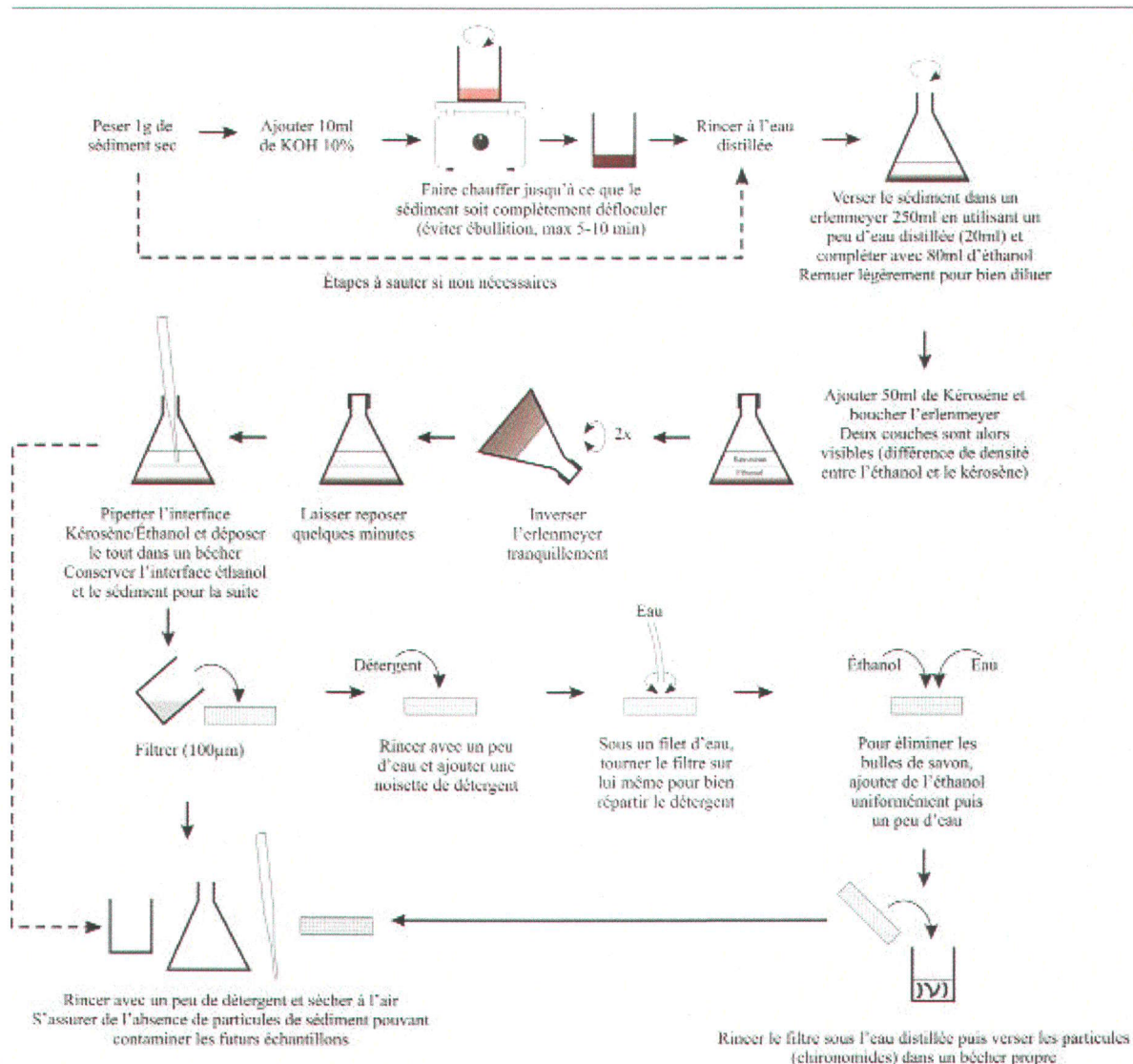


Figure 13. Préparation d'échantillon à l'aide de la méthode de flottaison (Rolland, 2006).

1.6 L'effet des feux sur les communautés aquatiques

1.6.1 La biogéochimie

Les effets des feux de forêt sur la biogéochimie du Lac Francis, en Abitibi, ont été analysés en utilisant des modèles quantitatifs d'inférence développés pour la reconstruction du pH, du phosphore total et du carbone organique dissous dans les lacs Abitibiens (Enache et *al.*, 2000). Les diatomées, algues silicieuses, ont été utilisées pour reconstruire l'histoire de ces variables. L'étude a démontré une augmentation du phosphore total suite aux feux. Par contre, toujours selon la variation des diatomées, le pH et le carbone organique dissous auraient été peu affectés par les incendies forestiers. Leur résolution temporelle étant faible, il est possible qu'il y ait eu une variation significative du pH et du carbone organique dissous, mais qu'elle n'ait tout simplement pas été détectée.

1.6.2 Le phytoplancton

Certains ont étudié la réponse du phytoplancton suite aux perturbations. Les changements dans les indicateurs de la communauté phytoplanctonique de trois lacs de la plaine boréale, en Alberta, en réaction à des feux de forêt sur une période de 50 ans ont été étudiés (Charrette et Prepas, 2003). En analysant les pigments préservés dans les sédiments, il était possible de déterminer la composition phytoplanctonique des lacs. Leurs résultats montrent une réponse variable de la biomasse du phytoplancton et des communautés. Dans les lacs profonds, la biomasse phytoplanctonique n'a pas varié significativement, alors que dans le lac peu profond, elle a augmenté pendant les neuf années suivant le feu. De plus, dans les lacs profonds, la dominance cyanobactérienne a augmenté, comme le niveau trophique des lacs. Dans le lac peu profond, les chlorophytes auraient augmenté en abondance. Elles sont d'ailleurs associées aux lacs peu profonds et assez productifs. Ainsi, des changements s'opèrent dans les lacs touchés par les feux de forêt, mais ils peuvent différer selon les caractéristiques propres à chaque lac.

1.6.3 Les diatomées

L'impact des feux de forêt sur les diatomées a été examiné lors d'une étude paléolimnologique du lac Christina, qui se situe dans la forêt boréale mixte du Nord de l'Alberta (Philibert et al., 2003a). Les périodes de feux ont été déterminées à partir de l'analyse des charbons de bois. On parle de périodes d'événements de feux qui durent de 20 à 40 ans. Pendant ces périodes, l'abondance de diatomées augmente considérablement, ce qui suggère une augmentation de la productivité primaire suite au feu. De plus, le rapport des taxa benthiques sur les taxa planctoniques augmente lors des augmentations de charbon, suggérant une meilleure adaptation de ces taxas aux nouvelles conditions inférées par les feux, comme la diminution de la transparence de l'eau suite à l'insertion de particules dans l'eau. Par contre, aucun changement sur la richesse n'a été observé. Il ne semble donc pas y avoir de taxa indicateur.

L'impact des feux sur les diatomées a été examiné au Lac à la Pessière, un lac entouré par une pessière noire (Philibert et al., 2003b). Dans ce cas, aucun effet des feux de forêt n'a pu être observé. Cela peut être dû à la faible superficie de drainage, mais aussi à la stabilité des forêts de conifères, qui se régénèrent assez rapidement, plus rapidement que les forêts mixtes. L'impact des feux de forêt serait donc de courte durée et plus difficile à déceler en forêt de conifères.

1.6.4 Le zoobenthos

Au Québec, une étude ayant pour but d'évaluer l'effet à court terme (un an ou deux) des perturbations naturelles et anthropiques sur les communautés benthiques a été effectuée (Scrimgeour et al., 2000). La biomasse de chironomides était plus élevée dans les lacs ayant subi une perturbation par le feu que dans les lacs dont le bassin versant avait été déboisé ou dans des lacs témoins. Cependant, la densité était similaire. En comparaison, en Alberta, la densité était plus grande dans les lacs touchés par le feu. En échantillonnant la surface des sédiments de lacs ayant été la cible de feux il y a quelques dizaines d'années, il a été noté que la biomasse benthique augmenterait pendant 15-20 ans avant

de revenir aux conditions initiales (Scrimgeour et *al.*, 2001). Toutefois, il n'y a pas de données intermédiaires qui permettent d'effectuer un suivi dans le temps. À long terme, l'effet des perturbations devrait diminuer, car la forêt est résiliente et se régénère, d'où la pertinence d'effectuer une étude paléolimnologique. Cela permet de documenter l'effet des perturbations naturelles sur les communautés aquatiques dans le temps et surtout à long terme.

Une étude paléolimnologique effectuée au Lac Douglas (Michigan) a été en mesure de démontrer l'utilité des chironomides pour reconstruire l'état trophique du lac (Francis, 2001). Des carottes de sédiments ont été prélevées dans trois bassins du lac. Dans les trois cas, les chironomides ont montré un changement au niveau de la productivité du lac, celle-ci étant à la hausse suivant les perturbations. Des taxa tels que *Chironomus*, *Dicerotendipes*, *Glyptotendipes* et *Polypedilum* étaient davantage présents près de la surface des sédiments. Ceux-ci sont des indicateurs d'eutrophie. Ces observations sont en accord avec les données de contrôle continu acquises au cours des dernières années. Pendant les périodes de coupes forestières intenses et d'incendies forestiers, un changement des taxa littoraux a été observé. Une diminution de l'abondance de *Dicerotendipes* et *Glyptotendipes* ainsi qu'une augmentation de l'abondance de *Corynoneura/Thienemanniella* et *Polypedilum* a été observée. Ainsi, la déforestation du bassin versant aurait un profond impact sur les assemblages littoraux de chironomides.

En Idaho, l'effet des feux de forêt (en forêt mixte) sur les écosystèmes lotiques a été étudié pour une période de dix ans suivant la perturbation (Minshall et *al.*, 2001). Chaque année, en juillet, les organismes vivants étaient échantillonnés. Ainsi, il s'agissait d'un échantillonnage annuel ponctuel, recensant les individus présents à ce moment. Cela ne représentait donc pas toutes les espèces pouvant se succéder au cours d'une saison. Néanmoins, comme l'échantillonnage s'effectuait tous les ans à la même période, on peut supposer que les conditions climatiques globales devraient être semblables. Dans les années suivant le feu, la densité des espèces de chironomides a augmenté. L'augmentation n'ayant pas eu lieu directement après le feu, cela suggère que les chironomides ne répondraient pas directement à la perturbation, mais à l'augmentation de

débit découlant des feux. Ayant un cycle de vie court, une rapide croissance et une grande fécondité, ils seraient avantagés. Par contre, après environ sept ans, la densité a diminué, probablement à cause de la compétition par les autres groupes, suite au retour aux conditions initiales.

1.6.5 Le zooplancton

Un groupe a cherché à savoir si les coupes forestières et les feux de forêts influençaient le zooplancton dans les lacs boréaux canadiens (Patoine et *al.*, 2000). La biomasse zooplanctonique a été mesurée dans vingt lacs aux bassins versants intacts, neuf lacs aux bassins versants déboisés par la coupe forestière et neuf lacs aux bassins versants brûlés par les feux de forêt naturels. Leurs résultats indiquent que dans l'année suivant les feux, la biomasse de limnoplankton comprise entre 100 et 200µm est 59% plus élevée que dans des lacs n'ayant pas subi de perturbations. Par opposition, dans les lacs situés dans des bassins versants ayant été le site de coupes forestières l'année précédente, la biomasse du zooplancton est sensiblement la même à celle des lacs de référence, sauf pour les calanoïdes, qui était 43% plus faible. Ces observations se poursuivaient pendant la deuxième année suivant la perturbation. La troisième année, les conditions étaient les mêmes dans les lacs de référence, dans ceux touchés par les feux et les coupes. Ainsi, les effets des feux de forêt seraient opposés à ceux des coupes pendant les deux années suivant la perturbation. Suite aux perturbations, il y a augmentation du phosphore total (TP), de l'azote total (TN) (Carignan et *al.*, 2000), de la Chlorophylle a (Chl a) et de la biomasse algale (Planas et *al.*, 2000). Toutefois, cette augmentation est plus faible dans le cas des coupes forestières. Dans ces études (Patoine et *al.*, 2000; Carignan et *al.*, 2000; Planas et *al.*, 2000), les feux ravageaient 90% de la superficie de la forêt alors que les coupes touchaient seulement 38% du couvert forestier. De plus, la bande riparienne réglementaire de 20m laissée en bordure des lacs et rivières a pu jouer un rôle tampon. Cela peut donc expliquer la plus faible intensité de l'impact des coupes forestières.

Dans ces mêmes trente-huit lacs, l'impact des perturbations sur l'abondance, la croissance et la structure des poissons a été étudié (St-Onge et Magnan, 2000).

L'abondance ne variait pas significativement entre les lacs. La croissance n'était pas modifiée non plus. Toutefois, chez les perchaudes (*Perca flavescens*) et les meuniers noirs (*Catostomus commersoni*), une diminution significative des individus de petite taille a été observée dans les lacs perturbés, ce qui peut être dû à une mortalité post-émergence ou à un déplacement des individus dans la zone pélagique.

1.6.6 Les poissons

Une étude réalisée dans la Réserve faunique de Mastigouche a révélé qu'à la suite de coupes totales, réalisées entre 1971 et 1991, le rendement en ombles de fontaine (prises par unité d'effort de pêche) avait diminué de 18 à 22 % (Bérubé et *al.*, 1998). Les baisses les plus fortes ont été observées là où le déboisement était le plus sévère. Bien qu'il ne soit pas possible d'établir avec certitude une relation de cause à effet entre le déboisement et les baisses de rendement piscicole, il semble que la détérioration des sites de fraie et d'élevage soit en cause.

1.7 Problématiques de recherche

Jusqu'à maintenant et à ma connaissance, aucune étude paléolimnologique n'a cherché à comparer l'effet des différentes perturbations en forêt boréale, au Québec. Les chironomides sont un bio-indicateur de choix pour cette étude paléolimnologique. D'abord, ils sont un bon indicateur de la qualité de l'eau (Saether, 1979). Ayant un temps de génération assez court, ils répondent rapidement aux changements de l'environnement. Ils font partie de la chaîne alimentaire en milieu lacustre. De plus, leur capsule céphalique est bien préservée dans les sédiments. Finalement, ils constituent une partie importante du zoobenthos en milieu lacustre. Toutefois, leur écologie n'est pas très bien connue. Déterminer l'effet des feux de forêt et du déboisement sur les communautés de chironomides pourrait permettre une meilleure connaissance de leur écologie.

Au Québec, les fonctions de transfert existantes ont été principalement effectuées avec les diatomées pour reconstruire le pH, le phosphore total et/ou le carbone organique dissous (COD) (Enache et Prairie 2002; Philibert et Prairie, 2002; Fallu et Pienitz, 1999). Des fonctions de transfert utilisant les chironomides ont aussi été développées au Québec depuis 2003 (Larocque et al. 2006). Une fonction de transfert pour inférer le carbone organique dissous à partir des chironomides a été appliquée, puis comparée avec les données obtenues à partir des diatomées et les valeurs réelles.

2. L'EFFET DES PERTURBATIONS NATURELLES ET ANTHROPIQUES EN FORÊT BORÉALE SUR LES COMMUNAUTÉS DE CHIRONOMIDES

2.1 Objectifs de recherche

Trois principaux objectifs étaient poursuivis dans le cadre de ce volet :

1. Établir la composition temporelle des communautés de chironomides dans des échantillons de sédiments en provenance de trois lacs affectés à la fois par les feux de forêt et par les coupes forestières.
2. Déterminer s'il existe un lien entre les différents événements perturbateurs subis en forêt boréale et la composition des communautés de chironomides.

2.1 Les communautés de chironomides sont-elles affectées par les feux de forêt?

2.2 Les communautés de chironomides sont-elles affectées par les coupes à blanc?

3. Suite à l'observation des chironomides dans les sédiments, déterminer les implications futures pour la gestion du territoire.

3.1 Quelles sont les implications futures pour la gestion des coupes forestières?

3.2 Quelles sont les implications futures pour la gestion des feux de forêt?

2.2 Méthodologie

Trois lacs au Nord du Saguenay (Chapitre 5 : Figure 1), en forêt boréale, ont été sélectionnés pour leur historique au niveau des feux et des coupes forestières. Des

carottes de sédiments ont été prélevées en septembre 2004, à l'aide d'un carottier Renberg (Renberg, 1991).

Pour l'analyse des chironomides, le sédiment a été traité avec du KOH 10%, afin de déflocculer la matière organique, puis tamisé à l'aide d'un filet de 100µm. Un traitement au bain à ultrasons (2-5s) a été effectué (Lang et *al.* 2003). Les chironomides des lacs P37 et C1 ont été extraits par la méthode de flottaison, à l'aide d'éthanol et de kérosène (Rolland et Larocque 2006). Les chironomides du Lac A1 ont été sélectionnés un par un, suivant la méthode décrite dans Larocque et *al.* (2001). Les capsules céphaliques de chironomides ont été montées sur des lames, puis identifiées à l'aide de guides d'identification (Oliver et Roussel, 1983; Wiederholm, 1983; Epler, 1992).

Des analyses CN (carbone azote) ont été effectuées afin de déterminer la concentration totale de carbone, carbone organique et azote. Les datations au Pb^{210} ont été effectuées à MyCore Scientific Inc., Ontario, Canada.

Des diagrammes stratigraphiques ont été produits à l'aide du logiciel C2 v.1.4.2 (Juggins, 2003). Des zones ont été générées à partir du logiciel Zone (Lotter et Juggins, 1991). Des analyses de correspondance (CA) ont été effectuées afin de déterminer la variance entre les échantillons. Une analyse de correspondance redressée (DCA) a été effectuée afin de comparer les communautés de chironomides des trois lacs. La concentration de carbone organique dissous (COD) a été inférée à partir de la fonction de transfert de Larocque et *al.* (2006).

2.3 Résultats et discussion

Les résultats de la DCA (Chapitre 5 : Figure 3) indiquent que les communautés de chironomides sont semblables à un certain niveau, car tous les échantillons sont localisés dans le même quadrant. Toutefois, les échantillons des trois lacs sont bien séparés, indiquant des communautés propres à chacun des lacs. Les lacs sont situés dans un environnement similaire, soit la forêt boréale, composée principalement d'épinette noire

(*Picea mariana*). Toutefois, ils possèdent des caractéristiques physiques (e.g. superficie, profondeur, superficie de drainage) et chimiques (e.g. COD) différentes, ce qui peut expliquer la différence entre les communautés. Pendant les événements de feu et de coupes, il n'y a pas eu de réponse commune. Les communautés des trois lacs variaient différemment.

Dans chaque lac, les communautés varient dans le temps (Chapitre 5 : Figure 4). Les perturbations semblent induire certains changements dans les communautés de chironomides. Ces changements sont subtils et apparaissent sur une courte période (quelques années) de temps seulement. Une étude effectuée par Philibert et *al.* (2003b) a aussi observé peu d'effets suite aux feux de forêt au Lac à la Pessière. Ce lac était aussi entouré d'une forêt de conifères principalement composée d'épinette noire. Cette espèce a besoin du feu pour faire ouvrir les cônes et ainsi assurer la régénération de l'espèce. De plus, sa croissance est très rapide (5m en 20 ans). Ainsi, l'environnement serait peu perturbé et pendant une courte durée, ce qui pourrait expliquer le peu de changements observés. Le peu d'effets observés suite aux coupes forestières peut s'expliquer par la présence de forêt intacte laissée en bordure (30m) des lacs. Cela a certainement pu contribuer à la diminution de la sédimentation et de l'érosion de même qu'à retenir les sédiments provenant des zones coupées. De plus, cette bande de forêt pouvait continuer à contribuer à l'apport de matière organique au lac. Kiffney et *al.* (2003) a aussi observé l'efficacité des bandes ripariennes en bordure de rivières. Pendant les coupes et les feux, le sol, un humus pouvant aller jusqu'à 70cm d'épaisseur (Philibert et *al.*, 2003a; Larsen, 1980), pourrait limiter la mobilisation des nutriments et des ions. Cela pourrait expliquer la stabilité des ratios C_{org}/N suite aux perturbations. Les valeurs inférées de COD varient faiblement dans le temps, donc le feu et les coupes n'auraient pas contribué à provoquer d'importants changements à ce niveau.

Les coupes forestières sont effectuées de façon à imiter les feux de forêt (Hunter, 1993). Des modèles proposent que le feu et les coupes aient des impacts similaires sur les écosystèmes. Les coupes et les feux sont effectivement associés à une déforestation locale temporaire, mais leurs mécanismes diffèrent et il peut y avoir d'importantes

différences quant à l'étendue de la perturbation et sa fréquence (McRae et *al.*, 2001). En considérant chaque lac séparément, on peut voir que les feux et les coupes n'induisent pas les mêmes changements. Dans le Lac A1, les changements inférés par les coupes semblent moins importants que ceux inférés par le feu. Dans le Lac P37, les changements inférés par les coupes semblent plus importants. Carignan et *al.* (2000) ont remarqué que l'impact des perturbations était directement proportionnel à la superficie affectée. Ici, la superficie coupée du Lac P37 (42,6%) est effectivement plus importante que celle du Lac A1 (21,0%).

En somme, les communautés des trois lacs diffèrent. Les coupes forestières et les feux de forêt ont induit de petits changements dans les communautés de chironomides. Ces changements diffèrent selon les lacs.

3. UTILISATION DES CHIRONOMIDES POUR ESTIMER LE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS À PARTIR D'UNE FONCTION DE TRANSFERT

3.1 Objectifs

Deux principaux objectifs étaient poursuivis dans le cadre de ce volet :

1. Appliquer une fonction de transfert pour inférer le carbone organique dissous (COD) en utilisant les chironomides.
2. Comparer l'utilisation des chironomides à celle des diatomées pour inférer le COD à partir d'une fonction de transfert.

3.2 Méthodologie

Les modèles de Larocque et *al.* (2006) et de Fallu et Pienitz (1999) pour inférer le COD à partir des chironomides et des diatomées ont été appliqués au Lac du Sommet (Chapitre 5 : Figure 6). Ce lac a été choisi, car les données pour les chironomides et les diatomées étaient disponibles. Les reconstructions obtenues ont d'abord été comparées ensemble, puis elles ont été comparées aux valeurs réelles mesurées *in situ*.

3.3 Résultats et discussion

Les courbes de reconstruction du COD par les chironomides et par les diatomées sont d'allure semblable (Chapitre 5 : Figure 7). Au cours des dernières années, le COD inféré par les diatomées est en accord avec la valeur mesurée *in situ*. Les valeurs de COD inférées par les chironomides sont plus élevées que la valeur *in situ*. Comme la tendance des deux bio-indicateurs est similaire, les chironomides peuvent être utilisées pour reconstruire les patrons de changement de COD à travers le temps. Toutefois, les valeurs inférées risquent d'être inexactes. Cela peut être dû au fait que des facteurs plus

importants que le COD (e.g. température, phosphore total) peuvent avoir affecté les assemblages de chironomides dans le passé.

4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'étude paléolimnologique utilisant les chironomides comme bio-indicateur a permis de déterminer la composition des communautés de chironomides dans des lacs différents et d'évaluer l'impact des perturbations anthropiques et naturelles sur ces communautés.

Le bassin versant des trois lacs à l'étude était caractérisé par une végétation très similaire, composée principalement d'épinette noire. Malgré cela, les communautés de chironomides étaient propres à chacun des lacs qui eux, possédaient des caractéristiques physiques et chimiques différentes. Les chironomides sont donc fortement influencés par l'environnement dans lequel la majeure partie de leur développement se produit, l'environnement aquatique.

Les communautés de chironomides ont été modifiées par les feux et les coupes. Ces changements n'étaient pas associés à d'importantes variations de carbone organique dissous (COD). Les changements étaient spécifiques à chaque lac, et les changements après perturbations n'étaient pas très importants, ce qui suggère que cela faisait partie de la variation naturelle à l'intérieur du lac. L'ampleur de l'impact de la perturbation pourrait être reliée à la superficie touchée. Plus la superficie touchée par la perturbation était importante, plus l'impact était important. Lorsque les coupes étaient effectuées sur une large proportion du bassin versant, ses effets étaient plus importants que le feu. Lorsque les coupes étaient effectuées sur une faible proportion du bassin versant, le feu induisait davantage de changements.

Les chironomides sont sensibles à plusieurs variables environnementales, dont le COD. L'utilisation d'une fonction de transfert utilisant les chironomides a permis de reconstruire les patrons de changement du COD. Les inférences de COD obtenues par l'analyse de chironomides sont parfois surestimées. D'autres bio-indicateurs, comme les diatomées, fournissent une meilleure estimation du COD. Lorsque possible, ces bio-

indicateurs devraient être utilisés afin d'obtenir des valeurs inférées plus justes, donc une meilleure représentation de la réalité. Néanmoins, lorsque seules les données pour les chironomides sont disponibles, le patron général de variation du COD peut tout de même être visualisé.

Afin de mieux gérer le territoire, il serait donc important de considérer la superficie coupée des bassins versants des lacs. Plus cette superficie augmente, plus les effets semblent importants.

Pour assurer une meilleure gestion du territoire, des études à différents niveaux trophiques devraient être étudiées. Une étude paléolimnologique utilisant les pigments comme bio-indicateur pourrait permettre de reconstruire l'évolution du phytoplancton et donc de la production primaire. Au niveau trophique supérieur, il serait intéressant d'établir l'effet des feux et des coupes sur les communautés de poissons. Pour ce faire, une meilleure compréhension de l'écologie des chironomides serait nécessaire. Les chironomides font effectivement partie de la diète des poissons, mais les connaissances à ce sujet sont sommaires et doivent être approfondies.

RÉFÉRENCES

- Anderson, N.J., B. Rippey, A.C. Stevenson, 1990. Change to a diatom assemblage in a eutrophic lake following point source nutrient re-direction: A palaeolimnological approach. *Freshwat. Biol.* 23: 205-217.
- Battarbee, R.W., V.J. Jones, R.J. Flower, N.G. Cameron, H. Bennion, L. Carvalho et S. Juggins, 2001. Diatoms. In Smol, J.P. H.J.B. Birks et W.M. Last (éditeurs), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol 3. Terrestrial, Algal and Siliceous Indicators*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp.155-202.
- Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R., et Stainton, M.P., 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 584-596.
- Bergeron, Y., 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Québec's southern boreal forest. *Ecology* 81: 1500-1516.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur, 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* 31:384-391.
- Bérubé, P. et F. Lévesque, 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 5:123-137.
- Bigler C., I. Larocque, S.M. Peglar, H.J.B. Birks and R.I. Hall, 2002. Quantitative multiproxy assessment of long-term patterns of Holocene environmental change from a small lake near Abisko, northern Sweden. *The Holocene* 12: 481-496.

Blatt, C.R. T.V. Hall, K.I.N. Jensen, W.T.A. Neilson, P.D. Hildebrand, N.L. Nickerson, R.K. Prange et P.D. Lidster, 1989. La production du bleuets nain. Agriculture Canada, Publication 1477/F. (http://res2.agr.ca/kentville/pubs/pub1477/index_f.htm)

Bloom, A.M., K.A. Moser, D.F. Porinchu et G.M. Macdonald, 2004. Diatom-inference models for surface-water temperature and salinity developed from a 57-lake calibration set from the Sierra Nevada, California, USA. *J. Paleolimnol.* 29: 235-255.

Bos, D.G., B.F. Cumming, 2003. Sedimentary Cladoceran remains and their relationship to nutrients and other limnological variables in 53 lakes from British Columbia, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1177-1189.

Brodersen, K.P. et C. Lindegaard, 1999. Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwat. Biol.* 42: 143–157.

Brodersen, K.P., M.C. Whiteside et C. Lindegaard, 1998. Reconstruction of trophic state in Danish lakes using subfossil chydorid (Cladocera) assemblages. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1093-1103.

Brooks, S.J. et H.J.B. Birks, 2000. Chironomid-inferred late-glacial and early-Holocene mean July air temperatures for Kråkenes Lake, western Norway. *J. Paleolimnol.* 23: 77-89.

Carignan, R., P. D'Arcy et S. Lamontagne, 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 105-117.

Charette, T. et E.E. Prepas, 2003. Wildfire impacts on phytoplankton communities of three small lakes on the Boreal Plain, Alberta, Canada: a paleolimnological study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 584-593.

Cogbill, C.V., 1985. Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada. *Can. J. For. Res.* 15: 252-261.

Cohen, A.S., 2003, Paleolimnology: New York, Oxford University Press, 500p.

Colman, S.M., G.A. Jones, R.M. Forester et D.S. Foster, 1990. Holocene paleoclimatic evidence and sedimentation rates from a core in southwestern Lake Michigan (USA). *J. of Paleolimnol.* 4: 269-283.

Davies, C.P. et P.L. Fall, 2001. Modern pollen precipitation from an elevational transect in central Jordan and its relationship to vegetation. *J. Biogeogr.* 28: 1195-1210

Duval, (Initiales?), 1993. La régénération des bleuetières. Centre d'agriculture biologique du Québec, AGRO-BIO : 330 – 10.

Eberhart, K.E. et P.M. Woodward, 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Can. J. For. Res.* 17: 1207–1212

Enache, M. et Y.T. Prairie, 2000. Paleolimnological reconstruction of forest fire induced changes in lake biogeochemistry (Lac Francis, Abitibi, Quebec, Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 146-154.

Epler, H.J., 1992. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. Florida Department of Environmental Protection, 427p.

Fallu, M.-A. et R. Pienitz, 1999. Lacustrine diatoms from Quebec and a model to reconstruct past dissolved organic carbon concentrations. *Ecoscience* 6: 603-620.

Forester, R.M. 1991. Ostracode assemblages from springs in the western USA : Implications for paleohydrology. *Memoirs of The Entomological Society of Canada* 155: 181-202.

Francis D.R., 2001. A record of hypolimnetic oxygen conditions in a temperate multi-depression lake from chemical evidence and chironomid remains. *J. Paleolimnol.* 25 : 351-365.

Frey, D., 1988. Littoral and offshore communities of diatoms, cladocerans and dipterous larvae, and their interpretation in paleolimnology. *J. Paleolimnol.* 1: 179-191.

Fryer, G., 1980. Acidity and species diversity in freshwater crustacean faunas. *Freshwat. Biol.* 10 : 41-45.

Gannon, J.E. 1971. Two counting cells for the enumeration of zooplankton microcrustacea. *Transactions of American Microscopical Society* 90: 486-490.

Gell, P.A., P.A. Barker, P. De Deckker, W.M. Last et L. Jelacic, 1994. The Holocene history of West Basin lake, Victoria, Australia: chemical changes based on fossil biota and sediment mineralogy. *J. Paleolimnol.* 12: 235-258.

Global Forest Watch Canada, 2006. http://www.globalforestwatch.ca/change_analysis/quebec-change_fr.png [consulté le 10 janvier 2007]

Globe Canada, 2007.

<http://www.globecanada.net/globe/francais/activites/dendrochronologie.cfm#markers> [consulté le 12 avril 2007]

Guilizzoni, P., A. Lami et A. Marchetto, 1992. Plant pigment ratios from lake sediments as indicators of recent acidification in alpine lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37: 1565-1569.

Hall, R.I., P.R. Leavitt, J.P. Smol et N. Zirnelt, 1997. Comparison of diatoms, fossil pigments and historical records as measures of lake eutrophication *Freshwat. Biol.* 38: 401–417.

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

Heiri, O., W. Tinner et A.F. Lotter, 2004. Evidence for cooler European summers during periods of changing melt-water flux to the North Atlantic. *PNAS* 101: 15285–15288.

Heiri, O., 2004. Within-lake variability of subfossil chironomid assemblages in shallow Norwegian lakes. *J. Paleolimnol.* 32: 67–84.

Hofmann W., 1987. Cladocera in space and time: Analysis of lake sediments. *Hydrobiologia* 145: 315–321.

Hofmann W., 2000. Response of the chydorid faunas to rapid climatic changes in four alpine lakes at different altitudes. *Palaeogeogr. Palaeoclimat. Palaeoecol.* 159: 281–292.

Hunter, M.L., Jr., 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biol. Conserv.* 65: 115–120.

Juggins, S. 2003. Program C2 data analysis. Ver. 1.4.2. University of Newcastle, UK.

Kiffney, P.M., J.S. Richardson et J.P. Bull, 2003. Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *J. Appl. Ecol.* 40: 1060–1076.

Korhola, A., 1992. The Early Holocene hydrosere in a small acid hill-top basin studied using crustacean sedimentary remains. *J. Paleolimnol.* 7: 1-22.

Korhola A., Olander H. and Blom T., 2000. Cladoceran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. *J. Paleolimnol.* 24: 43–53.

Lang, B., A.P. Bedford, N. Richardson et S.J. Brooks, 2003. The use of ultra-sound in the preparation of carbonate and clay sediments for chironomid analysis. *J. Paleolimnol.* 30: 451-460.

Langdon P., Z. Ruiz, K.P. Brodersen et I.D.L. Foster, 2006. Assessing lake eutrophication using chironomids: understanding the nature of community response in different lake types. *Freshwat. Biol.* 51: 562–577.

Larocque, I., R. Pienitz et N. Rolland, 2006. Factors influencing the distribution of chironomids in lakes distributed along a latitudinal gradient in northwestern Quebec, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1286-1297.

Larocque, I. et R.I. Hall, 2004. Chironomids as quantitative indicators of mean July air temperature: validation by comparison with century-long meteorological records from northern Sweden. *J. Paleolimnol.* 29: 475-493.

Larocque, I., R.I. Hall, R.I. et E. Grahn, 2001. Chironomids as indicators of climate change: a 100-lake training set from a subarctic region of northern Sweden (Lapland). *J. Paleolimnol.* 26: 307-322

Larsen, J.A., 1980. *The Boreal Ecosystem*. Academic Press, New York, 500 pp.

Laurance, W.F., S.G. Laurance, L.V. Ferreira, J.M. Rankin-de Merona, C. Gascon et T.E. Lovejoy, 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science* 278: 1117-1118.

Leavitt, P.R., et D.A. Hodgson. 2001. Sedimentary pigments. Pages 295-325 In: Smol, J.P., H.J.B. Birks and W.M. Last (eds.), *Tracking Environmental Change using Lake Sediments*. Volume 3: Terrestrial, Algal and Siliceous Indicators. Kluwer.

Leavitt, P.R., S.R. Carpenter et J.F. Kitchell, 1989. Whole-lake experiments: The annual record of fossil pigments and zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 34: 700-717.

Libby, W.F., C.E. Anderson et J.R. Arnold, 1949. Age determination by radiocarbon content. *Science* 109: 227-228.

Lotter, A.F., I.R. Walker, S.J. Brooks, S.J. et W. Hofmann, 1999: An intercontinental comparison of chironomid palaeotemperature inference models: Europe vs. North America. *Quaternary Science Reviews* 18, 717-735.

Lotter, A.F., 1998. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *The Holocene* 8: 395-405.

Lotter, A. F., H.J.B. Birks, W. Hofmann et A. Marchetto, 1998. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. Climate. *J. Paleolimnol.* 18: 395-420.

Lotter, A.F. et S. Juggins, 1991. POLPROF, TRAN and ZONE: programs for plotting, editing and zoning pollen and diatom data. INQUA—subcommission for the study of the Holocene-Working Group on data-handling methods. Newsletter 6, 4- 6.

- Luttge, U., M. Kluge et G. Bauer, 2002. *Botanique*. Lavoisier. 604p.
- McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham, et S. Woodley, 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ. Rev.* 9: 223–260.
- Minshall, G.W., C.T. Robinson, D.E. Lawrence, D.A. Andrews and J.T. Brock. Benthic macroinvertebrate assemblages in five central Idaho (USA) streams over a 10-year period following disturbance by wildfire. *International Journal of Wildland Fire* 10: 201-213.
- Morneau, C. et S. Payette, 1989. Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Québec. *Can. J. Bot.* 67: 2770-2782.
- Mourguiart, P., T. Corrége, D. Wimman, J. Argollo, M.E. Montenegro, M. Pourchet et P. Carbonel, 1998. Holocene paleohydrology of Lake Titicaca estimated from an ostracod-based transfer function. *Palaeogeogr. Palaeoclimat. Palaeoecol.* 143: 51-72.
- Nicolson, J.A., Foster, N.W., et I.K. Morrison, 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Can. Hydrol. Symp.* 82: 71–89.
- Noble, I.R. et R. Dirzo, 1997. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science* 25: 522-525.
- Oliver, D.R., et M.E. Roussel, 1983. *The insects and arachnids of Canada, part II. The genera of larval midges of Canada*. Agriculture Canada, Ottawa, Ont. Publ. 1746, 263p.
- Paterson, M.J., 1994. Paleolimnological reconstruction of recent changes in assemblages of Cladocera from acidified lakes in the Adirondack Mountains (New York). *J. Paleolimnol.* 11 :189-200.

Patoine, A., B. Pinel-Alloul, E.E. Prepas, et R. Carignan, 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 155–164.

Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide et M. Simard, 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Can. J. For. Res.* 30: 288-305.

Philibert, A., Y.T. Prairie, I. Campbell et L. Laird, 2003a. Effects of late Holocene wildfires on diatom assemblages in Christina Lake, Alberta, Canada. *Can. J. For. Res.* 33: 2405-2415.

Philibert, A., Y.T. Prairie et C. Carcaillet, 2003b. 1200 years of fire impact on biogeochemistry as inferred from high resolution diatom analysis in a kettle lake from the *Picea mariana*–moss domain (Quebec, Canada). *J. Paleolimol.* 30: 167–181.

Philibert, A. et Y.T. Prairie, 2002. Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibi and Haute Mauricie): The possible role of epilimnetic CO₂ concentration in influencing diatom assemblages. *J. Paleolimnol.* 27: 465-480.

Planas, D., M. Desrosiers, S.-R. Groulx, S. Paquet et R. Carignan, 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 136–145

Programme national de données sur les forêts, 2006. http://nfdp.ccfm.org/compendium/fires/archive/2006_06_f.php [consulté le 12 janvier 2007]

Quinlan, R., J.P. Smol et R.I. Hall, 1998. Quantitative inferences of past hypolimnetic anoxia in south-central Ontario lakes using fossil midges (Diptera: Chironomidae). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 587-596.

Radeloff, M.C., D.J. Mladenoff, R.P. Guries et M.S. Boyce, 2004. Spatial patterns of cone serotiny in *Pinus banksiana* in relation to fire disturbance. *Forest Ecol. Manag.* 189: 133-141.

Rask, M.R., K. Nyberg, S.L. Markkanen, et A. Ojala, 1998. Forestry in catchments: effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Environ. Res.* 3: 75-86.

Reavie, E.D., J.P. Smol et B. Carmichael, 1995. Post-settlement eutrophication histories of six British Columbia (Canada) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52 : 2388-2401.

Renberg, I. (1991) The HON-Kajak sediment corer. *J. Paleolimnol.* 6: 167-170.

Renberg, I., Korsman T., et H.J.B. Birks, 1993. Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362: 824-827

Ressources Naturelles du Canada (Service canadien des forêts et Base nationale de données sur les forêts), 2006. http://nfdp.ccfm.org/index_f.php [consulté le 12 novembre 2006]

Ressources Naturelles et Faune du Québec, 2006. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/fimaq/feu/fimaq-feu.jsp> [consulté le 12 novembre 2006]

Richard, P.J.H., 2003. Histoire postglaciaire de la végétation et du milieu en Outaouais: le point et les pistes de recherche, Chapitre 2, dans *L'Île aux Allumettes et l'Archaique supérieur dans l'Outaouais*, sous la direction de N. Clermont, C. Chapdelaine et J. Cinq-Mars, Recherches amérindiennes au Québec, Collection Paléo-Québec 30, pp.47-80.

Roseacute, P., R. Hall, T. Korsman et I. Renberg, 2000. Diatom transfer-functions for quantifying past air temperature, pH and total organic carbon concentration from lakes in northern Sweden. *J. Paleolimnol.* 24: 109-123.

Rolland, N. et I. Larocque, 2006. The efficiency of kerosene flotation for extraction of chironomid head capsules from lake sediments samples. *J. Paleolimnol.* Online.

Sæther, O. A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecol.* 2: 65-74.

Scharf, B.W. 1998. Eutrophication history of lake Arendsee (Germany) *Palaeogeogr. Palaeoclimat. Palaeoecol.* 140: 85-96.

Scrimgeour, G.J., W.M. Tonn, C.A. Paszkowski, C. Goater, 2001 Benthic macroinvertebrate biomass and wildfires: evidence for enrichment of boreal subarctic lakes. *Freshwat. Biol.* 46: 367-378.

Scrimgeour, G.J., W.M. Tonn, C.A. Paszkowski, P.M.K. Aku, 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest Ecol. Manag.* 126: 77-86.

Seppä, H. et J. Weckström, 1999. Holocene vegetational and limnological changes in the Fennoscandian tree-line area as documented by pollen and diatom records from Lake Tsuolbmajavri, Finland. *Ecoscience* 6: 621-635.

Smol, J.P., 2002. *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective*. Co-published by Oxford University Press, New York. 280 pp.

Smol, J.P. et J. Glew, 1992. Paleolimnology. Dans: Nierenberg WA (ed) *Encyclopedia of Earth System Science*. Volume 3: 551-564. Academic Press, Inc., San Diego, California.

Soepboen, W., Sugita S., Lotter A.F., van Leeuwen J.F.N. et W.O van der Knaap, 2007. Pollen productivity estimates for quantitative reconstruction of vegetation cover on the Swiss Plateau. *The Holocene* 17: 65-77.

Steinberg, C., H. Hartmann, K. Arzet et D. Krause-Dellin, 1988. Paleoindication of acidification in Kleiner Arbersee (Federal Republic of Germany, Bavarian Forest) by chydorids, chrysophytes, and diatoms. *J. Paleolimnol.* 1:149-157.

Stokes, M.A., 1968. *An introduction to tree-ring dating*. Chicago : University of Chicago Press. 73p.

St-Onge, I. et P. Magnan, 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 165–174

Sturm, M., 1979: Origin and composition of clastic varves. In Schluchter, Ch. (éditeur): *Moraines and varves*, Balke- ma. Rotterdam, pp.281-285.

Sturm, M. et A. Matter, 1978. *Turbidites and varves in Lake Brienz (Switzerland) : deposition of clastic detritus by density currents*. In: A. Matter & M.E. Tucker (éditeurs), *Modern and ancient lake sediments*. Spec. Publs int. Ass. Sediment. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 288p.

Tremblay, R., S. Légaré, R. Pienitz, W.F. Vincent et R.I Hall, 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable pour la communauté urbaine de Québec. *Revue des Sciences de l'Eau* 14 : 489-510.

Walker, I. R., A. J. Levesque, L. C. Cwynar, et A. F. Lotter, 1997. An expanded surface-water palaeotemperature inference model for use with fossil midges from eastern Canada. *J. Paleolimnol.* 18: 165-178.

Walker, I.R., 1991. Modern assemblages of arctic and alpine Chironomidae as analogues for late-glacial communities. *Hydrobiologia* 214: 223-227.

Wiederholm, Y., 1983. *Chironomidae of the Holarctic region. Part 1, Larvae.* *Entomologica Scandinavica, Suppl.* 19, 457 pp.

Wilson, S.E., I.R. Walker, R.J. Mott et J.P. Smol, 1993. Climatic and limnological changes associated with the Younger Dryas in Atlantic Canada. *Climate Dynamics* 8: 177-187.

WWF-Canada. 2005. Carte réalisée en juillet 2005 à partir des données SIG du Global Forest Watch Canada : "Canada's Forest Landscape Fragments: A First Approximation " (April 2005) and "Canada's Large Intact Forest Landscapes" (September 2003). <http://www.globalforestwatch.ca/datawarehouse/datawarehouse.htm> [consulté le 10 juin 2006]

Zoladeski, C.A., et P.F. Maycock, 1990. Dynamics of the boreal forest in Northwestern Ontario. *Am. Mid. Nat.* 124: 289-300.

Historical variability of subfossil chironomids (Diptera:Chironomidae) in lakes impacted by natural and anthropogenic disturbances in the boreal forest of Québec, Canada.

Vicky Tremblay¹, Isabelle Larocque¹ and Pascal Sirois²

¹ Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) : Eau, Terre et Environnement (ETE), 490 de la Couronne, Québec (Québec), Canada, G1K 9A9.

² Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), 555, boulevard de l'Université, Chicoutimi (Québec), Canada, G7H 2B1.

Corresponding author: Vicky Tremblay, vicky_tremblay@ete.inrs.ca

Key words: Chironomids, Clear cutting, Fire, Paleolimnology, Quebec (Canada).

Abstract

Clear cutting and fire disturbances are the major factors influencing the vegetation of the boreal forest. They also have an impact on lake ecosystems by increasing inputs of dissolved organic carbon (DOC). Few studies have looked at the long-term effect of these disturbances on zoobenthos, a major food resource for fish. We reconstructed the historical variability of chironomids (non-biting midges) in three impacted lakes of the Canadian boreal forest. The three lakes had lake-specific chironomid variations through time, but none were created following fire or clear cutting events. These changes were within the natural variations of the lakes. Some events (fire and/or clear cutting) created an increase in DOC and an input of stream chironomid taxa, but those changes were not consistent among lakes for a given event. Our study suggests that these natural and anthropogenic disturbances have very weak long-term effects on the chironomid assemblages. The relative importance of these effects is likely related to the size of the impacted area in the catchment of the lake.

Introduction

Aquatic communities are often affected by natural disturbances on their watershed. In the Canadian boreal forest, aquatic ecosystems are influenced by recurring (50–300 years) wildfires covering between $0.7 \cdot 10^6$ and $7.6 \cdot 10^6$ ha annually (Natural Resources Canada, 2006). Wildfires control the distribution and composition of plant communities, creating a patchwork of forest age-classes and plant assemblages (Heinselman 1981). Species, communities and entire ecosystems are adapted to its more or less frequent passage (Ressources Naturelles et Faune du Québec 2006). Aquatic communities are indirectly influenced by forest fires which increase the input of nutrients to the lake (Paterson et al. 2002) and change the pH (Korsman and Segeström 1998). Fire is a first order factor for the maintenance of the normal reproduction and growth cycles of both terrestrial and aquatic ecosystems (Ressources Naturelles et Faune du Québec, 2006). In the boreal forest, the natural fire frequency has changed through time (e.g. Carcaillet et al. 2001) since deglaciation, influencing the vegetation, and probably the aquatic ecosystems.

Logging also affects forest composition and aquatic ecosystems (Environment Canada, 2000). After harvesting, the disturbances expected are an increase of the input of suspended solids, nutrients, base cations and dissolved organic carbon (DOC) (e.g., Nicolson et al. 1982; Rask et al. 1998). These disturbances also occur naturally, following forest fires, which increase flow, silt loads and chemical concentrations in waters (Bayley et al. 1992). An increase of nutrients, chlorophyll *a* productivity and a decrease of light penetration can occur in lakes impacted by wildfires and logging (Wright 1976; Carignan et al. 2000). As a result, an increasing trophic state should be observed. The aquatic biota is expected to show a response to this change of environment. Diatoms have shown little variation following fires (e.g. Patterson et al. 2002, Philibert et al. 2003a) or changes lasted less than five years after the fire occurrence (Philibert et al. 2003b) but these results might be due to low catchment area (Paterson et al. 2002). Analyses at high resolution indicated that diatoms were affected by fire in a lake of Quebec (Enache and Prairie 2000). Diatom concentrations have been

shown to be affected for a few years after clear cutting (Holopainen and Huttunen 1992). Few studies have looked at zoobenthos responses following fire and/or forest harvesting.

Zooplankton and zoobenthos are influenced by phytoplankton, which is affected by nutrients entering the lake. Chironomid larvae are an important part of the zoobenthos in boreal lakes (Scrimgeour, 2000). Their distribution has been shown to be influenced by water temperature (Walker *et al.* 1997), dissolved organic carbon (DOC) (Larocque *et al.* 2006), total phosphorus (Langdon *et al.* 2006), chlorophyll-a (Brodersen and Lindegaard 1999) and oxygen (Quinlan *et al.* 1998). They have also been used as indicators of water quality (Saether 1979). Their generation time is short, compared to fish, so they can respond quickly to disturbances. In heathland, terrestrial chironomids were affected by fire and this effect was dependant on fire intensity (Delettre 1994). In streams, the densities of chironomids adapted to disturbances increased after fires (Minshall *et al.* 2001), but there are no comparable studies on lake-dwelling chironomids. It has been demonstrated in the USA that deforestation of the watershed has an important impact on chironomids (Francis, 2001), but clear cutting harvesting and its effect on chironomid communities in the boreal forest of Canada has not been studied on long temporal scales.

Strategies in forest management are based on the assumption that fire and logging have similar impacts on ecosystems. According to this assumption, forest exploitation patterns emulating fires should sustain forest dynamics and biodiversity (Hunter 1993). However, these assumptions are unverified for aquatic ecosystems. In fact, wildfire and forestry are both characterised by temporary local deforestation but have different mechanisms and may exhibit important differences in spatial extent and frequency of occurrence and in their impact on water quality (Carignan and Steedman, 2000).

There are thousands of lakes in the boreal forest of Quebec, Canada and many are important for fishing activities. For sustainable development, it is essential that forest harvesting enables the maintenance of aquatic ecosystems and their continuity. Their impact on fish populations is still poorly understood, actual knowledge being based on studies of 1-5 years after the disturbance has occurred. Palaeoecological techniques offer

a valuable tool for describing long-term changes in aquatic communities. Chironomid headcapsules are made of chitin, a substance preserved for thousand of years in lake sediment and their identification is possible to the generic or even species level. It is thus possible to study community changes through time. The aim of this study is to reconstruct the effect of clear cutting and forest fire on lake ecosystems by analysing sub-fossil chironomid remains preserved in the sediments of three lakes in the boreal forest of Quebec, Canada. These three lakes have a known history of fire disturbance and tree cutting. In some cases, Boreal Shield lakes seem to respond differently to disturbances by fire and harvesting (Carignan *et al.* 2000). These conclusions were based on studies using different lakes affected either by fire or harvesting (Patoine *et al.* 2000; St-Onge *et al.* 2000; Planas *et al.* 2000; Enache *et al.* 2000.) Here, we selected lakes that experienced both types of disturbances. In doing so, we minimised the impact of inter-lakes differences (different bathymetry, watershed, aquatic communities).

Site description

The study area is located in the boreal forest of Quebec (Fig. 1). This area is periodically affected by natural/human-induced fires and clear cutting. The region is part of the temperate biozone, with temperatures between -44.5°C in winter and 23.0°C in summer (Environment Canada, 2007). Three lakes of glacial origin were chosen for their known history of clear cutting (Table 1). Lake A1 (50°26" N, 72°48" W) was influenced by forest harvesting in 2000-2001 with 21.0% of its catchment being cut (Table 1). The most recent fire occurred in 1991 (*Ministère des Ressources naturelles et de la Faune - Direction de la protection des forêts* 2006). The total area of Lake A1 is 0.4204 km² and its maximum water depth is 14.7 m. The drainage ratio (catchment area / surface area) of the lake is 15.6. No data on fish are available, but some are present in this lake. The lake is surrounded by black spruce (*Picea mariana*) stands, with single trees of 120 years and more.

Lake C1 (50°33' N, 72°33' W) was affected by clear cutting in 2002-2003, when more than half of the drainage basin (57.9%) was cut. The most recent major fire occurred in 1996 (*Ministère des Ressources naturelles et de la Faune - Direction de la protection des forêts*, 2006). The total area of Lake C1 is 0.7135 km² and its maximum water depth is 9.7 m. The value of the drainage ratio is 5.9. Major fish species in this lake are *Perca flavescens*, *Esox lucius*, *Couesius plumbeus*, *Lota lota*, *Cottus sp.*, *Stizostedion vitreum* and *Catostomus commersoni*. The surrounding vegetation consists mostly of black spruce and balsam fir (*Abies balsamea*), but silver birch (*Betula papyrifera*) is sporadically present. Lake P37 (49°40' N, 72°38' W) was also affected by clear cutting, between 1990 and 1994, as well as in 2000. 42.6% of its watershed area has been cut. A major forest fire occurred in 1984 (*Ministère des Ressources naturelles et de la Faune - Direction de la protection des forêts*, 2006). Between 1995 and 2000, 28 cottages were built around the lake. The total area of Lake P37 is 2.558 km² and its maximum water depth is 20.0 m. The value of the drainage ratio is 7.4. Data on fish are not available, but they are present in this lake. Black spruce and balsam fir are two of the most abundant tree species surrounding this lake.

Methods

Short sediment cores were retrieved from the deepest part of each lake in September 2004, using a Renberg corer (Renberg 1991). **The complete sediment cores were passed under a Cat-Scan available at the** “Laboratoire multidisciplinaire de scanographie du Québec” located at the Institut National de Recherche Scientifique (INRS), centre Eau, Terre et Environnement (ETE). No varve or lamination were visible after the scan. The cores were then sub-sampled at 0.25cm-increments and kept frozen until analyzed.

Chironomid analysis

For chironomid analysis, samples of dry sediment (0.3-0.6g) were de-flocculated overnight in 10% KOH, and then sieved through a 100 µm mesh. The residue was placed in an ultrasonic bath for 2-5 seconds (Lang et al. 2003). Chironomids from lakes P37 and C1 were extracted by a floatation technique, using ethanol and kerosene (Rolland and Larocque 2006). For Lake A1, chironomids were picked one by one, following the method described in Larocque et al. (2001). Head capsules from each lake were placed in a Bogorov chamber (Gannon, 1971) and examined under a stereo zoom microscope at 35-40X magnification. At least 50 head capsules (Heiri and Lotter 2001, Larocque 2001, Quinlan and Smol 2000) from each sample were recovered and mounted on a microscope slide using Hydro-Matrix. Larval head capsules were identified under a light microscope at 400X magnification with reference to Oliver and Roussel (1983), Wiederholm (1983) and Epler (1992). Members of the tribe Tanytarsini were divided into taxonomic types described in Brooks et al. (1997). In the absence of mandibles, the Tanytarsini were separated by the presence (*Tanytarsini* with) or absence (*Tanytarsini* without) of a spur on their antennal pedicel. Tanypodinae groups were separated using the position of setae following Rieradevall and Brooks (2001). Fragments containing more than half of the mentum were counted as one head capsule. Capsules having exactly half the mentum were counted as half.

Carbon and, Nitrogen (CN) analysis

CN analysis was done to determine the concentration of total carbon, organic carbon and nitrogen. For each core, freeze-dried sediment samples were analysed at every cm. Total carbon concentration and nitrogen concentration were first measured using an elemental analyzer that combusts a sub-sample of sediment at a high temperature (1000°C). Under the effect of heating, addition of a catalyst and the oxidation of copper reactants, carbon, nitrogen and hydrogen are transformed to CO₂, N₂, and H₂O vapour.. They are transported by an inert gas and they are detected by infra-red detection cells for the CO₂, H₂O vapour and SO₂, and by a thermal conductivity cell for N₂. To obtain the

concentration of organic carbon (C_{org}), inorganic carbon was removed by a treatment with sulphuric acid (H_2SO_4). Then, the treatment previously done for total carbon concentration and nitrogen was done. The ratio C_{org}/N will allow us to distinguish the amounts of sedimentary organic matter that originate from aquatic as opposed to land sources. C_{org}/N values between 4 and 10 are habitually associated with fresh organic matter from phytoplankton, whereas values higher than 20 are associated with vascular land plants (Meyers & Teranes, in Last and Smol 2001).

Fire history

Dendrochronology analysis was used to determine the fire history at each lake. Four sites around each lake were used for sampling. For every site, 10 tree disks of different species (black spruce (*Picea mariana*), balsam fir (*Abies balsamea*) and silver birch (*Betula papyrifera*)) were sampled near the ground, for a total of 40 trees at each lake. The disks were sanded then analysed under a binocular microscope. The age of the cohorts were established by counting the number of rings in each tree disk. The last fire was established by determining the age of the oldest tree or by dating fire scars, if present.

In addition to dendrochronology, charcoal analysis was attempted following methods described in Larocque et al. 2000. KOH 10% was added to 1 cc samples of sediment overnight then the samples were sieved through a 250 μm mesh. Particles larger than 250 μm have been shown to represent the local fire history (e.g. Bradshaw 1998). Charcoal particles (only dark, reflective, hard particles) were counted in each sample. The results obtained were not conclusive, charcoal particles larger than 250 μm were not recorded in the samples. Those results were thus not used in the remaining of the study.

Dating

Freeze-dried sediment samples (12 for Lake C1 and 13 for lakes A1 and P37) were analyzed for ^{210}Pb by direct gamma assay at MyCore Scientific Inc, Ontario, Canada. The technical procedures are described in Appleby *et al.* (1986).

Numerical analyses

Stratigraphic diagrams were produced using C2 v1.4.2 (Juggins, 2003). Stratigraphical chironomid data was zoned by optimal partitioning using sum-of-squares criteria (Birks and Gordon 1985) within the program ZONE (Lotter and Juggins 1991). The number of significant zones was assessed by comparison with the broken-stick model (Bennett 1996) and the statistically significant zones are presented.

Correspondence analyses (CA) were performed with C2 v1.4.2 with square root-transformation of species data in order to determine the variance between samples. Detrended correspondence analysis (DCA) was performed using CANOCO v. 4.5 (ter Braak and Smilauer 2002) with square root-transformation of species data, non-linear rescaling of axes and down-weighting of rare taxa. This analysis was used to compare the chironomid communities of the three lakes.

Transfer function

Dissolved organic carbon (DOC) was one of the four variables (with lake depth, mean August air temperature and water temperature) explaining the distribution of chironomids in 60 lakes of northwestern Quebec. A transfer function using partial least squares (PLS) was used to infer DOC. The correlation coefficient (r^2) was 0.62 and the root-mean-square error of prediction was $2.78 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Larocque *et al.* 2006).

Results

Dating and sediment accumulation rates

^{210}Pb dates were generated using the CRS model. Age-depth curves for the three cores are depicted in Fig. 2. In Lake A1, the sediment accumulation rate was generally constant, with small variations between 0.1 cm/yr in the lowest part of the core and 0.33 cm/yr recently. In lake C1 sediment accumulation rates increased from 0.02cm y⁻¹ to 0.125cm y⁻¹ between 1850 (8.5 cm) and 1992 (1.5 cm). It was stable between 1992 and 1996, but it slightly decreased in 2001, at 0.1cm y⁻¹. In Lake P37 sediment accumulation rates increased gradually from 0.08cm y⁻¹ to 0.16cm y⁻¹, between 12.25cm (1886) and 0.75cm (2003). At the top of the core (2004), the sediment accumulation rate value was the highest (0.5cm y⁻¹).

Dendrochronology

The fire history was established using the age of the oldest trees in cohorts, due to the absence of fire scars in the sampled disks. For lake A1, a fire probably occurred in 1730; for Lake C1, in 1810 and for Lake P37, in 1810. Since ^{210}Pb dating provides dates from the last 150 years, dates were extrapolated by calculating sediment accumulation rates. It was then possible to put these fire events on the stratigraphic diagrams. Only the fire event of the Lake A1 was not represented in the core.

Lake A1

A total of 2893.5 larval chironomid head capsules were recovered from the 36cm core of Lake A1. Only the most abundant (in at least 5 samples) taxa are shown in the diagramme (Fig. 4a). Five zones were established using ZONE. The CA axis 1 explained 24.36% of the variance and the CA Axis 2 explained 17.52% of the variance among the samples. The dominant taxa in this core were *Tanytarsus* without, *Heterotrissocladius marcidus*-group, *Procladius* and *Sergentia*.

At the end of zone I, the abundance of *Tanytarsus* without increased to ca 65 head capsules (hc)·g⁻¹. This increase probably led to the sharp increase observed in the oligotrophic taxa, while eutrophic taxa sharply decreased. C/N ratios were higher than the average in this zone. The CA scores were below 0 and stable. Inferred-DOC was average.

The end of zone II (1884-1822) was characterised by an increase of oligotrophic taxa, such as *Heterotrissocladius grimshawi* group (Walker in Armitage 1995, Walker and Paterson 1983) and *Micropsectra radialis* type (Lami et al. 1997) which was at its highest level in the core. *Tanytarsus* without, which decreased at the beginning of this zone, re-increased. *Sergentia* and *Procladius* followed the same pattern. At the beginning of the zone, eutrophic taxa seemed to dominate, but this increase in percentages was mostly due to the decrease of oligotrophic taxa (*Tanytarsus* without, *Heterotrissocladius*) since few of the eutrophic taxa increased at that time. The CA axis 1 scores decreased during the “eutrophic” period but re-increased towards 0 at the end of the zone. C/N ratios were in the average at the beginning of the zone and slightly increased at the end of the zone. Inferred DOC slightly decreased during the “eutrophic” zone but re-increased and was slightly above average at the end of the zone.

In zone III (1946-1884), CA axis 1 sharply increased, while CA axis 2 decreased, indicating important changes in the community during that zone. The beginning of this zone was characterized by the increase of a new taxon, *Tanytarsus* sp. C., and the decrease/disappearance of *Heterotrissocladius*, *Micropsectra radialis* type, *Tanytarsini* without and *Sergentia*. Those taxa subsequently reappeared while *Tanytarsus* sp. C had its highest percentage. C/N ratios and inferred-DOC were above average at the beginning of the zone but below average afterwards.

At the beginning of zone IV (1982-1946), CA Axis 1 scores were low. Those low CA scores were associated with small increases in the *Polypedilum*, *Heterotrissocladius grimshawii*, *Micropsectra radialis* type and *Tanytarsus* sp. concentrations and a sharp increase in stream taxa. Inferred DOC values were below average at that time. In 1965, CA axis 1 scores were above average with decreased concentrations of stream taxa,

increased concentrations of eutrophic taxa and the highest inferred-DOC of the record. This high DOC level was associated with a decrease in *Procladius*, *Heterotrissocladius grimshawii* and the disappearance of *Sergentia*. The C/N ratios were, in general, below average during that zone but were lower when inferred-DOC was higher.

At the beginning of zone V, CA axis 1 and axis 2 scores were above average indicating important changes. They decreased after the recorded fire episode in 1991. CA axis 2 scores were below average after the clear-cutting episode. Changes in the chironomid assemblages were associated with the fire episode: *Sergentia* slightly increased, *H. marcidus* decreased while *Procladius* concentration was at its lowest in this record. Stream taxa completely disappeared and mesotrophic taxa seemed to increase. During the clear cutting event, *H. marcidus* remained unchanged, *Sergentia* and *Procladius* slightly increased and *Tanytarsus* sp. C re-appeared. Mesotrophic taxa were above average following this event.

Lake C1

A total of 1762 larval chironomid head capsules were recovered from the 28-cm core of Lake C1. The program Zone indicated five significant zones (Fig. 4b). CA axis 1 explained 26.33% of the variance and CA Axis 2 explained 18.77% of the variance among the samples. *Tanytarsini* sp. without, often associated with the littoral zone (Schmäh, 1993), *Heterotrissocladius marcidus* group and *Procladius* were the dominant taxa in this core. CA axis 1 and axis 2 scores were below average in zone 1 indicating a stable environment. This was only modified at ca. 17 cm when CA axes 1 and 2 scores decreased. This decrease was associated with an increase in stream taxa, followed by an increase in mesotrophic taxa.

In zone II, *Tanytarsus mendax* type was present at low percentages, *H. marcidus* and *Pentaneurini* concentrations increased up to $20 \text{ hc} \cdot \text{g}^{-1}$. *Procladius* concentration steadily increased during that zone. Inferred-DOC oscillated around the average. During the first

fire event, CA axis 1 was highly above average. Stream taxa as well as eutrophic taxa were at a high level.

At the beginning of zone III, the CA axes 1 and 2 scores sharply increased above the average. Stream taxa sharply increased. *H. marcidus* had its highest percentage of the record while *Procladius* concentration increased up to $40 \text{ hc}\cdot\text{g}^{-1}$. *Tanytarsini* without concentration increased to ca $20 \text{ hc}\cdot\text{g}^{-1}$. A small peak of *H. grimshawii* was also recorded at the beginning of this zone but the taxon subsequently disappeared in this zone. CA axis 1 scores decreased below average in the remaining of this zone.

In zone IV (1870-1988), CA axis 1 increased above average with a peak around 6 cm (1924) while CA Axis 2 scores decreased below average. C/N ratios were higher than the average while inferred-DOC remained unchanged. *Procladius* decreased and remained low until the next zone. *Dicrotendipes* slightly increased but disappeared in the following sample. *H. marcidus* increased and remained the same afterwards.

CA axis 1 scores were below average in zone V (1988-2004) when stream taxa increased. Pentaneurini were more important in that zone and *H. marcidus* re-increased to about $20 \text{ hc}\cdot\text{g}^{-1}$. During the fire event, CA axis 1 was at the average and CA axis 2 was below average. A peak in eutrophic taxa was recorded, as well as an increase in C/N ratios. *Procladius* increased during the fire event and had its highest percentage in the last sample.

Lake P37

The sum of 2429 chironomid head capsules has been analysed from the core of Lake P37. Six zones were identified with ZONE (Fig. 4c). The CA axis 1 explained 28.35% of the variance and the CA Axis 2 explained 16.74% of the variance among the samples. The most abundant taxa are shown in the profiles. The dominant taxa in this core were *Tanytarsini* without, *Micropectra radialis* type, *Heterotrissocladius marcidus* group, *Procladius* and *Sergentia*. CA axis 1 scores were below average in the first four zones

and CA axis 2 scores were generally above average. In zone II, during the first fire event, mesotrophic taxa sharply increased. CA axis 1 increased above average following the second recorded fire, in 1984. This was associated with a decrease in *Tanytarsini* without, a small increase in *Micropsectra radialis* type, decrease in *H. marcidus* group and an important increase in a mesotrophic taxon, *Sergentia*. *Dicrotendipes* re-appeared at that time. Stream taxa were also above average. The inferred-DOC was below average. C/N ratios remained unchanged.

The CA axis 1 scores further increased during the clear-cutting event. Stream taxa were above average, oligotrophic taxa were below average. *Telopelopia* had concentrations that increased to $10 \text{ hc}\cdot\text{g}^{-1}$. *Tanytarsus* sp. without decreased and never re-appeared while *Tanytarsus mendax* appeared and remained. These variations might be an artefact due to identification: *Tanytarsus mendax* is categorized in *Tanytarsini* without when the mandible is absent. When the mandible is present, it is possible to identify this type. *H. marcidus* group slightly decreased but re-increased in the following sample. *Procladius* had a sharp increase then subsequently decreased. *Chironomus* sp, *H. grimshawi* and *Cladopelma* were recorded (at low percentages) during this event. The inferred-DOC was at the average and slightly below average in the following sample. C/N ratios remained unchanged.

DCA analysis

The DCA (Fig. 3) indicates that all samples are located in the same quadrant, suggesting a somewhat resemblance of the assemblages of all lakes, but each lakes have samples clearly separated within the quadrant indicating that those assemblages are still specific to each lake. The fire events and the clear cutting events occurring at each lake did not create different chironomid assemblages, all samples remained in the same clusters specific to each lake.

Discussion

Fire and clear cutting did not seem to create changes in the chironomid assemblages. CA axis scores changed through time in each core, but not only during fire and clear cutting events, indicating modifications possibly induced by other factors. Specific changes were observed in each core indicating that, if disturbances had an impact on lake ecosystems, these changes were site-specific.

Fire history

Establishing the true age of fire history at these sites was difficult since clear-cutting was also a major factor at play at those sites, and this activity probably removed most trees with large diameters, those usually used for dendrochronology. This probably explains why the recent fires registered by the government of Canada were not recorded by dendrochronology. Another puzzling result was the absence of a fire history provided by charcoal analysis. If fires reached the shore of the lakes, charcoal particles should have been deposited in the lakes. It is possible that the size of the samples used for charcoal analysis was too small for fire reconstruction. Unfortunately, most of the sample was used for finding at least 50 chironomid headcapsules, which was the first goal of this study.

Although we thought that studying fire and clear-cutting impacts at lakes affected by both types of disturbance was the best option to limit inter-lake variability, it might have lead to an underestimation of the fire history.

Specific changes

The small changes observed with the recorded disturbances were specific to each lake. This is not surprising since the communities were not the same from the start, which can be explained by the differences between the characteristics of the lakes. Their physical (e.g. area, depth, catchment area) and chemical (e.g. DOC) characteristics were different. During fire and clear cutting events, there was not a common response at each lake.

While stream taxa disappeared completely from the record after fire in Lake A1, their relative abundance increased during fire in lakes C1 and P37. In Lake C1, changes occurring after the two fire events were similar and characterised by an increase of stream taxa and eutrophic taxa. It was not the case for the Lake P37, where responses were not exactly the same after the two fire events. Only the mesotrophic taxa increased after both events.

No taxon or group of taxa were selected or adapted to these events. Fire and clear cutting were probably not important enough to induce changes that would lead to completely different assemblages. This contrasts with a study in Douglas Lake, Michigan (Francis 2001), where fire induced specific changes in littoral taxa, such as an increase of *Polypedilum* and *Corynoneura* and a decrease of *Dicrotendipes* and *Glyptotendipes*. In this case, fire occurred frequently (at least 9 times) during a short period of peak timber cutting (1880-1923). A combine effect of clear cutting and fire events might have lead to major changes in the chironomid composition. However, this study was conducted in one particular multi-depression lake and thus the changes were probably specific to this lake. Here, we tried to determine if clear cutting and fire events lead to common changes in various lakes, but our results suggest that this was not the case. The fire event in Lake A1 was associated with changes in *Sergentia*, *H. marcidus*, *Procladius* and stream taxa while *Procladius*' concentration in Lake C1 and *Tanytarsini* without, *Micropsectra radialis*, *H. Marcidus* and *Sergentia* concentrations changed in Lake P37. With clear cutting, *Sergentia*, *Procladius* and *Tanytarsus* sp. C changed in Lake A1, while *Telopelopia*, *H. marcidus* and *Procladius* changed in Lake P37.

Effects of disturbances on lake ecosystems

Generally, forest fires and harvesting result in increased runoff from reduced evapotranspiration (Verry, 1986; Bayley et al. 1992). Since C/N values are higher for terrestrial plants (160-200) than phytoplankton (6-7) (Meyers & Teranes, in Last & Smol, 2001), an increase of the C/N ratio should occur following disturbances. However, this was not observed in our results. Philibert et al. (2003b) also noticed a lack of fire effects

in Lac à la Pessière, a lake located in a coniferous-dominated forest in Quebec. Using diatoms assemblages, they did not observe any significant changes in environmental variables potentially associated with fire leading to the conclusion that fire may have little effects on lakes in the coniferous boreal forest. Fire is an essential element for establishment of black spruce, since it is responsible for the seed release from serotinous cones. As a result, following fires, even-aged stages are often coupled with the resurgence of understorey vegetation, leading to very little floristic variation (Foster 1985). Our lakes, as well as Lac à la Pessière, were located within the *Picea-mariana*-moss domain (Gauthier et al. 2000), where mature black spruce-feathermoss forest stands are characterized by a closed coniferous overstorey canopy, a sparse understorey and a continuous feathermoss carpet covering a thick forest floor that can reach 70cm of humus (Philibert et al. 2003b; Larsen 1980). This humus layer might limit the mobilization of nutrients and major ions during a fire event (Philibert et al. 2003b). This could explain the stability of C/N ratios following fire disturbances observed at our three sites.

Leaving buffer strips of uncut forest along lakes is commonly recommended to moderate the negative effects of clear cutting. Forested Maintaining of standing trees along the shoreline likely helped to reduce sedimentation and erosion, and trapped sediments originating from logged areas. Since vegetation remained the same along the lake, it also provided a continuous source of wood debris, needles, pollen and terrestrial nutrients to the lake. The efficiency of the buffer zone might explain in part the small changes in chironomid assemblages observed at our sites. Kiffney et al. (2003) found that uncut riparian buffers of 30m or more were needed to limit biotic and abiotic changes associated with clear cutting. With a smaller buffer strip, the changes in chironomid abundances were more important.

Clear cutting VS Fire

Forest management practices follow natural disturbance-based models (Hunter 1993). These models propose that fire and logging have similar impacts on ecosystems and that forestry practices that emulate natural disturbances should preserve ecosystem integrity.

Wildfire and forestry are both associated with temporary local deforestation but have different mechanisms and may exhibit important differences in spatial extent, frequency of occurrence and successional pathways (McRae *et al.* 2001). Here, if we consider lakes separately, we also found that clear cutting and fire induced different changes on aquatic ecosystems. In Lake A1, changes associated with clear cutting seem to be smaller than those created by fire: CA axis scores were more important during the fire event, suggesting that changes were more important than during the clear cutting event. In Lake A1, logging area represented 21.0% of the catchment area, which is the smallest cut area around our studied lakes. Cutting areas were more important in Lake P37 (42.6%) and Lake C1 (57.9%). Carignan *et al.* (2000) noticed that impacts of disturbances were directly proportional to the surface area harvested divided by lake size, measured as volume or surface area. Here, the ratios “surface area harvested / surface area of the lake” were quite similar for the three lakes (A1: 3.27; C1: 3.41; P37: 3.16). However, if we consider the ratios “surface area harvested / volume of the lake”, values were different (A1: 0.496 km⁻¹; C1: 1.326km⁻¹; P37: N.D.). The drainage ratios (drainage basin area / lake surface) were different between the three lakes. In Lake A1, the drainage ratio was more important (15.6) than in lakes C1 (5.9) and P37 (7.4). The impacts of harvesting are expected to be more important in lakes with large drainage ratios. Scully *et al.* (2000) studied lakes with small drainage ratios (2-3) and found no paleolimnological evidence for increased flux of nutrients and organic matter following clear cutting. The drainage ratios in the study of Carignan *et al.* (2000) were higher (2-15) and they found important changes in nutrient inputs. Following this assumption, clear cutting should have had an important impact in Lake A1, which was not the case. This may be explained by the small ratio “surface area harvested / volume of the lake”.

In Lake C1, we were unable to compare the effects of clear cutting and fire, since clear cutting occurred only recently and was not visible in the record. In Lake P37, changes associated with clear cutting were more important during the second clear cutting event than changes associated with the first clear-cutting and the fire events. A larger portion (42.6%) of the catchment area was perturbed during the second clear cutting event, which can partially explain this impact. The impact of the second clear cutting might have been

more important since it occurred on an already impacted catchment area. This second clear cutting occurred about six years after the first clear cutting. Two clear cutting events were not recorded at other sites and thus we cannot confirm this hypothesis.

Conclusion

Both fire and clear cutting created small changes in the chironomid composition. These changes were not associated with important variations in DOC concentrations. Changes in each core were site-specific, suggesting that, although disturbances might have small impacts on the lake ecosystems, those changes were within the natural boundary of the lake. The effect of the disturbance on chironomid assemblages might be size-related: when clear-cutting was effected on a larger portion of the catchment, its effects were more important than fire, at least in one lake (P37). In Lake A1, fire had more important effects than clear-cutting. In general, the impacts created by the two disturbances were not more important than changes recorded through time, suggesting that the two disturbances have limited effects on the chironomid communities.

References

- Appleby, P.G., P.J. Nolan, D.W. Gifford, M.J. Godfrey, F. Oldfield, N.J. Anderson & R.W. Battarbee, 1986. ^{210}Pb dating by low-background gamma counting *Hydrobiologia*, 143: 21-27.
- Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R., and Stainton, M.P. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 584–596.
- Bennett, K.D., 1996. Determination of the number of zones in a biostratigraphical sequence. *New Phytologist* 132, 155–170.
- Birks H.J.B. and A.D. Gordon, 1985. The analysis of pollen stratigraphical data. Zonation. In: Birks H.J.B. and Gordon A.D. (eds), *Numerical Methods in Quaternary Pollen Analysis*. Academic Press, London 289 pp.
- Brodersen, K.P. and C. Lindegaard. 1999. Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwat. Biol.* 42: 143–157.
- Brooks, S.J., J.J. Lowe, and F.E. Mayle, 1997. The Late Devensian Lateglacial palaeoenvironmental record from Whitrig Bog, SE Scotland. 2. Chironomidae (Insecta: Diptera). *Boreas* 26: 297-308.
- Brooks S.J. & H.J.B. Birks, 2004. The dynamics of Chironomidae (insecta, Diptera) assemblages in response to environmental change during the past 700 years on Svalbard. *J. Paleolimnol.* 31 (4): 483-498.
- Carcaillet C., Y. Bergeron, P.J.H. Richard, B. Fréchette, S. Gauthier and Y.T. Prairie, 2001. Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the

Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *J. Ecol.* 89: 930-946.

Carignan, R., R.J. Steedman. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2) : 1-4.

Carignan, R., P. D'Arcy and S. Lamontagne. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 105-117.

Delettre, Y.R. 1994. Fire disturbance of a chironomid (Diptera) community on heathlands. *Journal of applied ecology*, 31: 560-570.

Douglas, R.W. and B. Rippey, 2000. The random redistribution of sediment by wind in a lake. *Limnology & Oceanography* 45 (3) 686-694.

Einsele, G. and M. Hinderer 1998: Quantifying denudation and sediment-accumulation systems (open and closed lakes): basic concepts and first results. *Palaeogeography, Palaeoecology, Palaeoclimatology* 140: 7-21.

Enache, M. and Y.T. Prairie. 2000. Paleolimnological reconstruction of forest fire induced changes in lake biogeochemistry (Lac Francis, Abitibi, Quebec, Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 146-154.

Environnement Canada, 2007. Canadian Climate Data.
http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/Welcome_f.html

Epler, H.J., 1992. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. Florida Department of Environmental Protection, 427p.

Foster, D.R., 1985. Vegetation development following fire in *Picea mariana* (black spruce)-*Pleurozium* forests of south-eastern Labrador, Canada. *J. Ecol.* 73: 517-534.

Francis D.R., 2001. A record of hypolimnetic oxygen conditions in a temperate multi-depression lake from chemical evidence and chironomid remains. *J. Paleolimnol*, 25 (3), 351-365.

Gannon, J.E. 1971. Two counting cells for the enumeration of zooplankton microcrustacea. *Transactions of American Microscopical Society* 90: 486-490.

Gauthier, S., L. De Grandpre, and Y. Bergeron, 2000. Differences in Forest Composition in Two Boreal Forest Ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11: 781-790.

Gosselin, A. and Hare, L. 2003. Burrowing Behavior of *Chaoborus flavicans* Larvae and Its Ecological Significance. *Journal of the North American Benthological Society*, 22 (4):575-581.

Heinselman, M.L., 1981. Fire and succession in the conifer forests of North America, p. 374-406. In D.C. West, H.H. Shugart, et D.B. Botkin, édit., *Forest succession: Concepts and Application*, Springer-Verlag, New York.

Heiri, O. and A.F. Lotter, 2001. Effect of low count sums on quantitative environmental reconstructions: an example using subfossil chironomids. *J. Paleolimnol* 26 (3): 343-350.

Holopainen, A.L. and P. Huttunen, 1992. Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on the biology of small forest brooks. *Hydrobiologia* 243-244 : 457-464.

Hunter, M.L., Jr. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biol. Conserv.* 65: 115-120.

Juggins, S. 2003. Program C2 data analysis. Ver. 1.4.2. University of Newcastle, UK.

Kiffney, P.M., J.S. Richardson and J.P. Bull, 2003. Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied Ecology* 40: 1060-1076.

Korsman, T. and U. Segerström, 1998. Forest fire and lake-water acidity in a northern Swedish boreal area: Holocene changes in lake-water quality at Makkassjön. *J. Ecol.* 86: 113-124.

Lami A., P. Guilizzoni, D. Ryves, P.D. Jones, A. Marchetto, R.W. Battarbee, C.A. Belis, R. Bettinetti, M. Manca, P. Comoli, A. Nocentini & L. Langone, 1997. A Late glacial and Holocene record of biological and environmental changes from the crater lake Albano, central Italy: an interdisciplinary European project (PALICLAS). *Water, Air, and Soil Pollution* 99: 601-613.

Lang, B., A.P. Bedford, N. Richardson & S.J. Brooks, 2003. The use of ultra-sound in the preparation of carbonate and clay sediments for chironomid analysis. *J. Paleolimnol* 30 (4): 451-460.

Langdon P., Z. Ruiz, K.P. Brodersen and I.D.L. Foster, (2006). Assessing lake eutrophication using chironomids: understanding the nature of community response in different lake types. *Freshwat. Biol.* 51: 562-577.

Langdon P., K.E. Barber, S.H. Lomas-Clarke, 2004. Reconstructing climate and environmental change in northern England through chironomid and pollen analyses: evidence from Talkin Tarn, Cumbria. *J. Paleolimnol.* 32 (2): 197-213.

Larocque, I., R. Pienitz and N. Rolland, 2006. Factors influencing the distribution of chironomids in lakes distributed along a latitudinal gradient in northwestern Quebec, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1286-1297.

Larocque, I. & Bergeron, Y. 2003. Fire-induced decrease in forest cover on a small rock outcrop in the Abitibi region of Québec, Canada. *Ecoscience*, 10 (4), 515-524.

Larocque, I. 2001. How many chironomid head capsules are enough? A statistical approach to determine sample size for palaeoclimatic reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 172: 133–142.

Larocque, I., R.I. Hall and E. Grahn, 2001. Chironomids as indicators of climate change: a 100-lake training set from a subarctic region of northern Sweden (Lapland). *J. Paleolimnol.* 26(3): 307-322.

Larsen, J.A., 1980. *The Boreal Ecosystem*. Academic Press, New York, 500 pp.

Last, W. M., and J. P. Smol, 2001. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 2: Physical and Geochemical Methods*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 528p.

Lotter, A.F. and S. Juggins, 1991. POLPROF, TRAN and ZONE: programs for plotting, editing and zoning pollen and diatom data. INQUA—subcommission for the study of the Holocene-Working Group on data-handling methods. Newsletter 6, 4– 6.

McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham, and S. Woodley, 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ Rev.* 9: 223–260.

Merilainen, J.J., J. Hynynen, A. Teppo, A. Palomaki, K. Granberg and P. Reinikainen, 2000. Importance of diffuse nutrient loading and lake level changes to the eutrophication of an originally oligotrophic boreal lake: A palaeolimnological diatom and chironomid analysis. *J. Paleolimnol.*, 24 (3), 251-270.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune - Direction de la protection des forêts, 2006.

Minshall, G.W., C. T. Robinson, D. E. Lawrence, D. A. Andrews, and J. T. Brock, 2001. Benthic macroinvertebrate assemblages in five central Idaho (USA) streams over a 10-year period following disturbance by wildfire. *International Journal Wildland Fire* 10: 201-213.

Nicolson, J.A., Foster, N.W., and Morrison, I.K. 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Can. Hydrol. Symp.* 82: 71-89.

Oliver D.R. & M.E. Roussel, 1983. The insects and arachnids of Canada, part II. The genera of larval midges of Canada. Agriculture Canada, Publication 1746, 263pp.

Paterson A., B. Cumming, J.P. Smol, D. Morimoto and J. Szeicz, 2002. A paleolimnological investigation of the effects of fire on lake water quality in northwestern Ontario over the past ca. 150 years. *Can. J. Botany* 80: 1329-1336.

Patoine, A., B. Pinel-Alloul, E.E. Prepas and R. Carignan. 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield Lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 155-164.

Philibert, A., Y.T. Prairie, I. Campbell and L. Laird, 2003a. Effects of late Holocene wildfires on diatom assemblages in Christina Lake, Alberta, Canada. *Canadian journal of forest research* 33: 2405-2415.

Philibert, A., Y.T. Prairie and C. Carcaillet, 2003b. 1200 years of fire impact on biogeochemistry as inferred from high resolution diatom analysis in a kettle lake from the *Picea mariana*-moss domain (Quebec, Canada). *J. Paleolim.* 30(2): 167-181.

Planas, D., M. Desrosiers, S.-R. Groulx, S. Paquet and R. Carignan. 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and fires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 136-145.

Quinlan, R. and J.P. Smol, 2001. Setting minimum head capsule abundance and taxa deletion criteria in chironomid-based inference models. *J. Paleolimnol.* 26 (3): 327-342.

Quinlan, R., J.P. Smol and R.I. Hall, 1998. Quantitative inferences of past hypolimnetic anoxia in south-central Ontario lakes using fossil midges (Diptera: Chironomidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 55: 587-596.

Rask, M.R., K. Nyberg, S.L. Markkanen, and A. Ojala, 1998. Forestry in catchments: effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Environ. Res.* 3: 75–86.

Renberg, I. (1991) The HON-Kajak sediment corer. *J. Paleolimnol.* 6 (2): 167-170.

Ressources Naturelles et Faune du Québec, 2006.
<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/fimaq/feu/fimaq-feu.jsp>

Rieradevall M. & S.J. Brooks, 2001. An identification guide to subfossil Tanypodinae larvae based on cephalic setation. *Journal of Paleolimnology*, 25 (1): 81-99.

Rolland, N. and I. Larocque, 2006. The efficiency of kerosene flotation for extraction of chironomid head capsules from lake sediments samples. *J. Paleolimnol.* Online.

Sæther, O. A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecol.* 2: 65–74.

Scrimgeour, G.J., W.M. Tonn, C.A. Paszkowski, P.M.K. Aku, 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest Ecology and Management* 126 (1): 77-86.

Scully, N.M., P.R. Leavitt, and S.R. Carpenter, 2000. Effects of forest harvest on the physical structure and food web of a small temperate lake: 100 years of disturbance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 50-59.

St-Onge, I. and P. Magnan. 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield Lakes. *J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 165-174.

ter Braak, C.J.F. and P. Šmilauer, 2002. CANOCO reference manual. Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca, N.Y.

Verry, E.S. 1986. Forest Harvesting and Water: The Lake States Experience. *Water Resources Bulletin* 22:6 (1039-1047).

Walker, I. R. 2001. Freshwater midges: Chironomidae and related Diptera. In Smol, J. P., Birks, H. J. B. & Last, W. M. (eds.): *Tracking Environmental Change using Lake Sediments*. Vol. 4. *Zoological Indicators*, 43-66. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Walker, I. R., A. J. Levesque, L. C. Cwynar, and A. F. Lotter, 1997. An expanded surface-water palaeotemperature inference model for use with fossil midges from eastern Canada. *J. Paleolimnol.* 18 (2): 165-178.

Walker, I. R., 1995. Chironomids as indicators of past environmental change. pp. 405-422, In P. D. Armitage, P. S. Cranston, and L. C. V. Pinder (eds). *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges*, Chapman and Hall, Inc., London.

Walker, I. R., and C. G. Paterson, 1983. Post-glacial chironomid succession in two small humic lakes in the New Brunswick - Nova Scotia border area. *Freshwater Invertebrate Biology* 2: 61-73.

Wiederholm, Y., 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Part 1, Larvae. *Entomologica Scandinavica*, Suppl. 19, 457 pp.

Wright, R.F. 1976. The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. *Ecology* 57: 649-663.

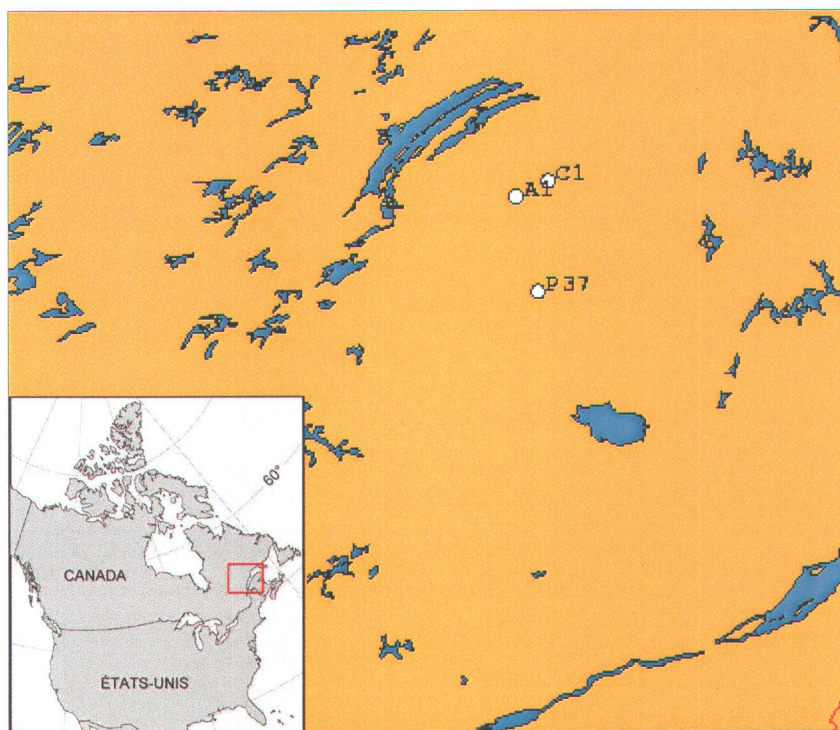


Fig. 1. Map of studied lakes (A1, C1 and P37).

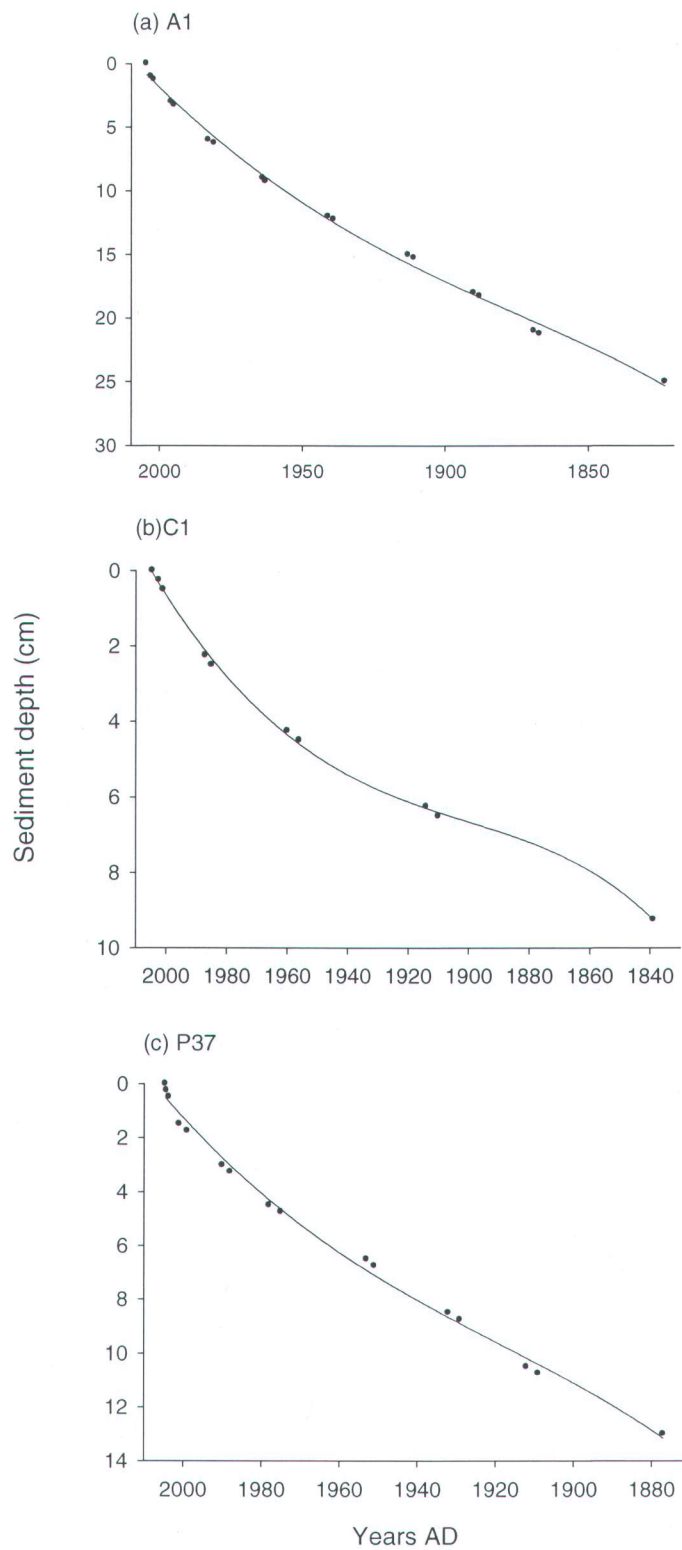


Fig. 2. Age-depth profiles based on ^{210}Pb dating for (a) lake A1, (b) lake C1 and (c) lake P37.

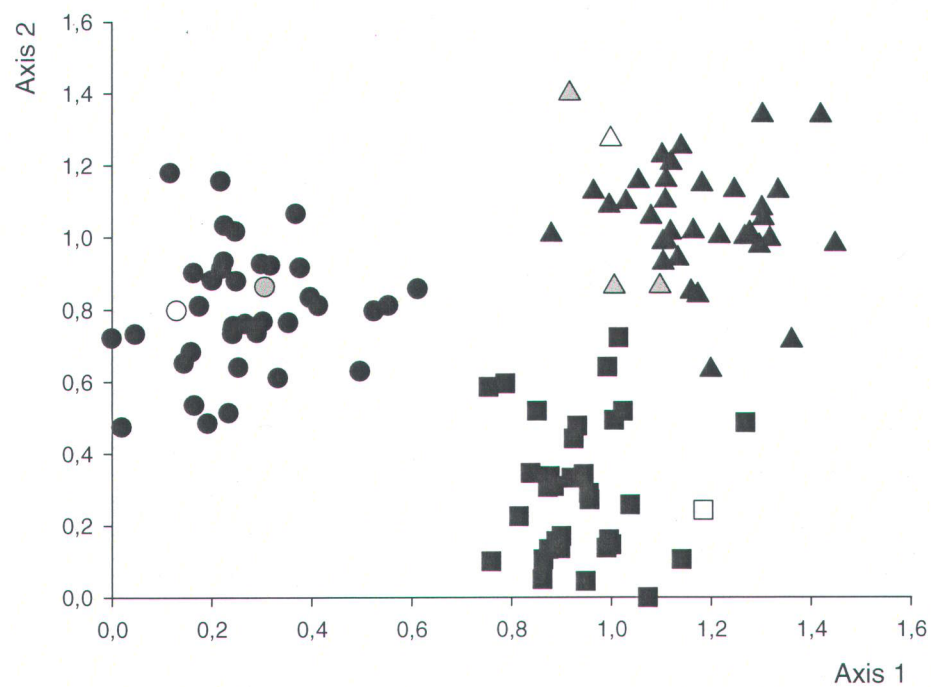
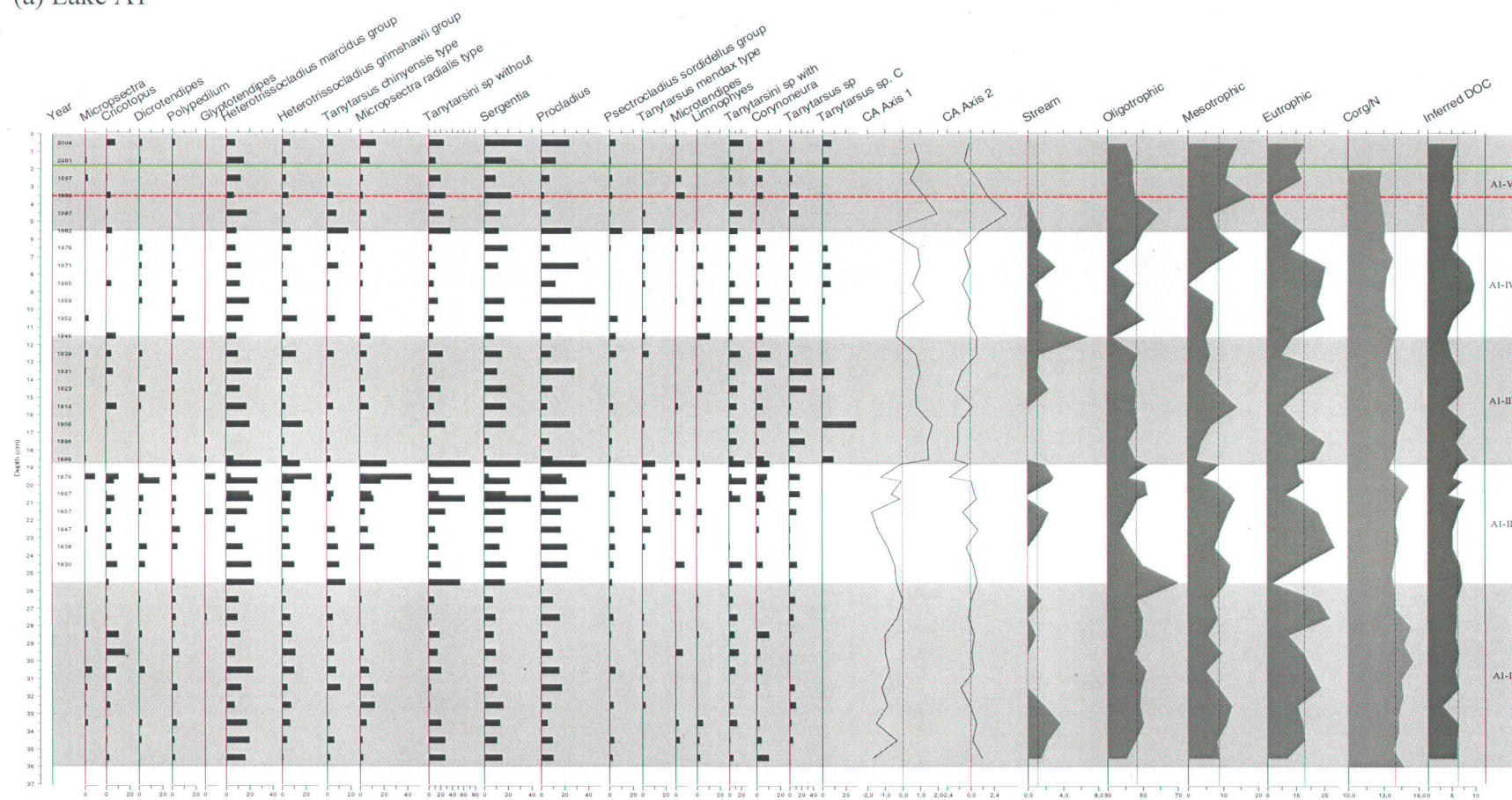
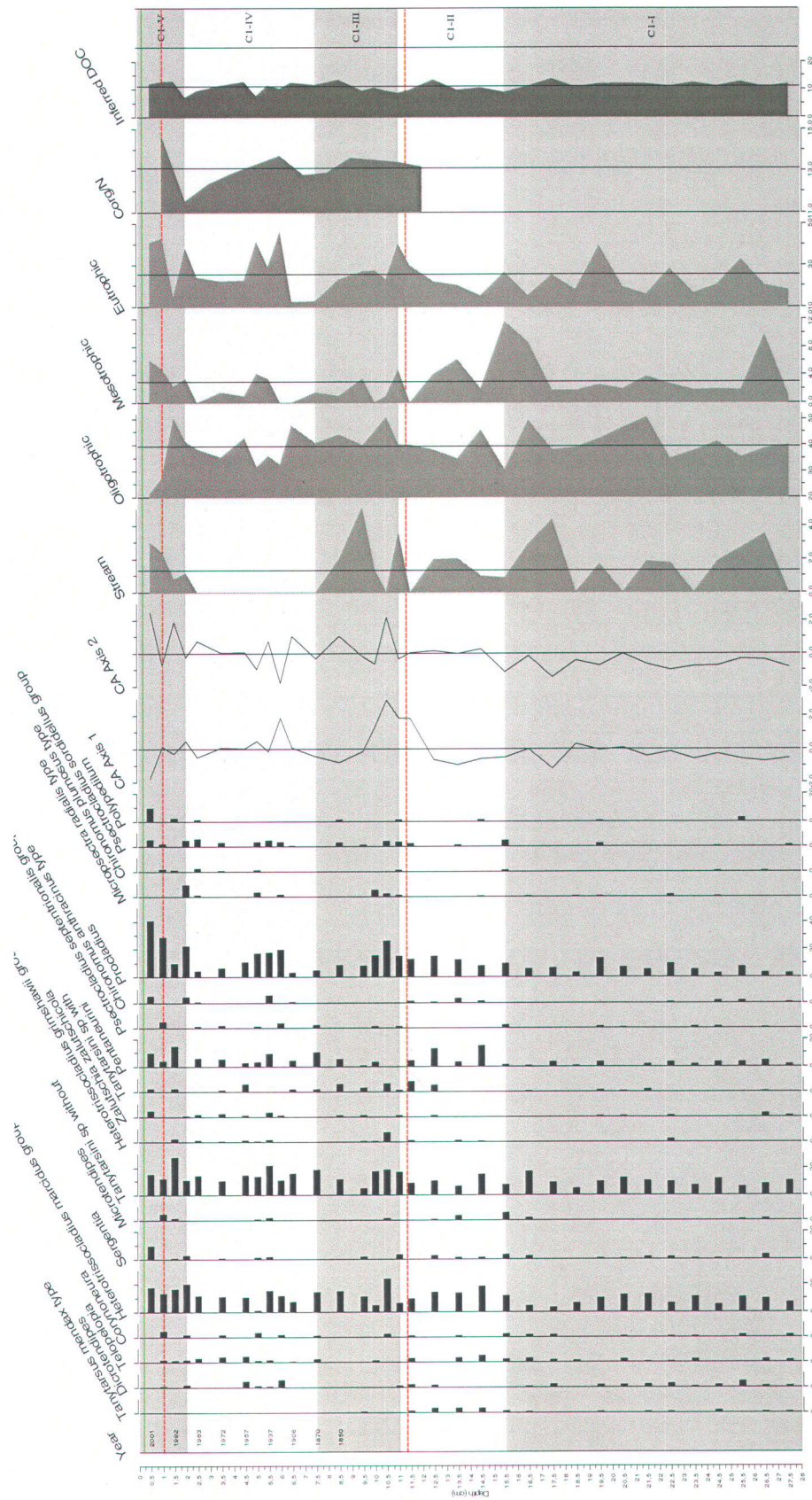


Fig. 3. Detrended correspondence analysis (DCA) for lake A1 (circles), C1 (squares) and P37 (triangles). Samples associated with fire events are in white while samples associated with clear cutting events are in gray.

(a) Lake A1





(c) Lake P37

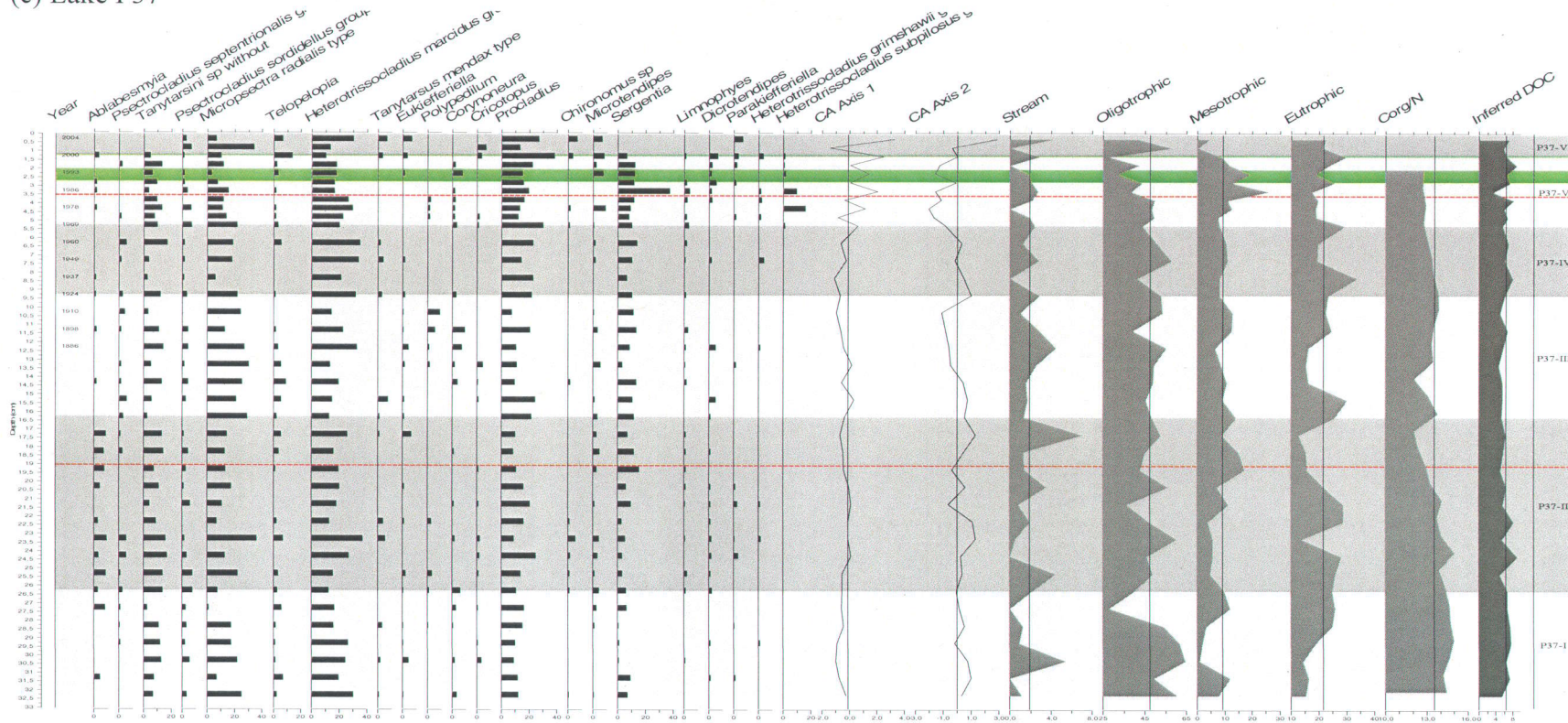


Fig. 4. Summary diagram of the most common chironomid taxa recovered from (a) lake A1, (b) lake C1 and (c) lake P37. Numbers for taxa are concentrations (number $\cdot$ g $^{-1}$). Numbers for groups of taxa associated with streams, oligotrophic, mesotrophic and eutrophic environment are relative abundance (per cent). Numbers for Corg/N represents the ratio. Numbers for Inferred DOC are concentrations (mg $\cdot$ l $^{-1}$). Zones shown are calculated with ZONE. Dates are based on ^{210}Pb . Red dotted lines represent fire event. Full green lines represent clear cutting events. (Stream taxa: *Limnophyes*; Oligotrophic taxa: *Micropsectra*, *Heterotrissocladius marcidus* type, *H. grimshawii* type, *H. subpilosus* type, *Tanytarsus* sp.; Mesotrophic taxa: *Sergentia*, *Microtendipes*; Eutrophic taxa: *Chironomus* sp., *Dicrotendipes*, *Glyptotendipes*, *Polypedilum*, *Zalutschia zalutschicola*, *Psectrocladius sordidellus* group)

Table 1. Characteristics of studied lakes (A1, C1 and P37)

Lake no.	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Depth (m)	Lake Area (km ²)	Volume Area (km ²)	Catchment area (km ²)
A1	50.26°	72.48°	478	14.7	0.42	2.77	6.5536
C1	50.33°	72.33°	492	9.7	0.71	1.84	4.2015
P37	49.40°	72.38°	383	20.0	2.56	N.D.	4.2015

Lake no.	Harvesting (years)	Harvesting (km ²)	Fire (%)	Fire (years)
A1	2000-2001	1.375	21.0	1991
C1	2002-2003 1990-1994	2.434	57.9	1996
P37	2000	8.075	42.6	1984

**UTILISATION DES CHIRONOMIDES
POUR ESTIMER LE CARBONE
ORGANIQUE DISSOUS À PARTIR D'UNE
FONCTION DE TRANSFERT**

**VICKY TREMBLAY
ISABELLE LAROCQUE**

Rapport de recherche No I-220

Février 2007

Table des matières

1. Introduction aux fonctions de transfert.....	105
2. Utilisation des chironomides.....	106
3. Fonctions de transfert au Québec.....	106
4. Méthodologie pour effectuer une fonction de transfert.....	108
4.1 Aire d'étude.....	108
4.2 Analyse des chironomides	108
4.3 Analyse statistique.....	108
5. Exemple d'élaboration d'un <i>training set</i> (Larocque et al. 2006).....	109
5.1 Aire d'étude	109
5.2 Analyse des chironomides.....	110
5.3 Analyse statistique.....	110
5.4 Résultats.....	111
6. Application des fonctions de transfert	112
7. Comparaison de bio-indicateurs : chironomides vs diatomées.....	113
7.1 Le Lac du Sommet.....	113
8. Conclusion	114
9. Figures	115
10. Tableaux.....	122
11. Bibliographie.....	125

1. Introduction aux fonctions de transfert

La variabilité du climat et des écosystèmes lacustres à travers le temps est une préoccupation majeure de la population canadienne. Les données climatiques et environnementales étant spatialement et temporellement limitées, des « proxy » doivent être utilisés pour reconstruire quantitativement le climat et les environnements à travers le temps. Au Québec, les archives par excellence couvrant un grand territoire et permettant la reconstruction du climat et de l'environnement sur plusieurs milliers d'années sont les sédiments lacustres. Des constituantes biologiques (e.g. chironomides, diatomées, cladocères), chimiques et sédimentaires peuvent être utilisées pour reconstruire quantitativement des paramètres tels la température, les précipitations, le pH, le phosphore total ou le carbone organique dissous (COD). Pour pouvoir reconstituer adéquatement ces paramètres, des fonctions de transfert doivent être développées.

Parmi les méthodes de reconstitution couramment utilisées, les relations de régression liant des associations animales ou végétales actuelles aux paramètres mesurés de données actuelles permettent d'établir des fonctions de transfert qui, appliquées aux associations fossiles rencontrées dans les sédiments, fournissent une estimation des conditions passées (Figure 1). Les fonctions de transfert permettent effectivement de relier les données actuelles (e.g. l'assemblage de fossiles planctoniques) à une variable physique désirée (e.g. la température).

Plusieurs lacs sont choisis afin de couvrir différents paramètres mesurés (température, pH, salinité, etc). Dans le cas des analyses paléolimnologiques, la surface sédimentaire doit être échantillonnée. On ne fait pas de recensement des populations vivantes. Cela ne serait pas représentatif des populations trouvées dans les sédiments. Effectivement, les différentes espèces ne sont pas toutes préservées dans les sédiments. En prenant la surface du sédiment, on s'assure d'avoir des espèces qui se conservent et qui seront potentiellement trouvées plus profondément. L'ensemble des données physiques et chimiques, de même que les organismes trouvés en surface du sédiment, des différents

lacs échantillonnés s'appelle *training set*. L'élaboration de *training set* permet l'identification des facteurs environnementaux influençant la distribution d'un groupe (e.g. les chironomides). Cela contribue donc à améliorer les connaissances sur l'écologie et la distribution des espèces. Les variables expliquant le mieux la distribution des espèces peuvent être utilisées pour développer un modèle d'inférence, nommé fonction de transfert. Ces fonctions de transfert sont généralement applicables seulement dans les régions où elles ont été développées (I. Larocque, données non publiées). Ainsi, il est pertinent de développer de nouvelles fonctions de transfert dans plusieurs régions différentes.

Les perturbations naturelles (e.g. feux de forêt) et anthropiques (e.g. coupes à blanc) modèlent l'écosystème québécois. Il est encore difficile de déterminer les effets à long terme de ces perturbations sur les communautés aquatiques. Un des effets remarqué après une perturbation est un apport en carbone organique dissous (COD) pouvant affecter la chaîne trophique des lacs. Seule l'étude paléolimnologique permet de déterminer les changements en COD à long terme et ses effets sur les composantes biologiques. Il est donc important de développer des méthodes de quantification du COD pouvant être utilisées pour reconstruire son historique à long terme dans des lacs ayant été impactés.

2. Utilisation des chironomides

Les chironomides sont des insectes non piqueurs (Insecta: Diptera: Chironomidae). Leur cycle de vie se déroule en plusieurs temps, débutant par quatre stades larvaires aquatiques, suivis du stade de pupes et finalement l'émergence hors de l'eau de l'imago (l'insecte proprement dit) (Figure 2). Ainsi, les chironomides passent la majeure partie de leur cycle de vie en tant que larve aquatique et sont influencés par les propriétés de l'eau, incluant le COD. Ils constituent une partie importante du zoobenthos dans les lacs boréaux (Scrimgeour, 2000). Leur distribution est aussi influencée par la température de l'eau (Walker et al. 1997), le phosphore total (Langdon et al. 2006), la chlorophylle *a* (Brodersen and Lindegaard 1999) et la quantité d'oxygène disponible (Quinlan et al. 1998). Des fonctions de transfert ont été développées pour inférer la profondeur des lacs

(Korhola et al. 2000), l'oxygène dissous (Quinlan et Soml 1998), la température (e.g. Olander et al. 1999, Larocque et al. 2001, Heiri et Millet 2005), la chlorophyll-*a* (Brodersen et Lindegaard 1999), de même que la productivité des lacs (Woodward et Schulmeister 2006). Ici, nous développerons et appliquerons modèle de reconstitution du COD utilisant les chironomides.

Le temps de génération des chironomides étant relativement court (généralement une saison), ils peuvent répondre rapidement aux changements environnementaux. Les chironomides devraient potentiellement répondre rapidement au changement de DOC suivant des perturbations, et devraient donc être utilisés pour reconstruire ce paramètre. Leur capsule céphalique, constituée de chitine, est bien préservée dans les sédiments lacustres et permet de reconstruire les variations d'assemblages sur des milliers d'années. Ces variations à travers le temps étant généralement dues à des facteurs changeant à travers le temps (e.g. le COD), les chironomides peuvent donc être utilisées pour reconstruire quantitativement ce paramètre. Toutes ces conditions font des chironomides un bio-indicateur de choix lors d'études à long terme.

3. Fonctions de transfert au Québec

Au Québec, les fonctions de transfert existantes ont été principalement effectuées avec les diatomées pour reconstruire le pH, le phosphore total et/ou le COD (Enache et Prairie 2002; Philibert et Prairie, 2002; Fallu et Pienitz, 1999). Les diatomées pouvant répondre à différents facteurs à travers le temps, des études multi-proxy sont nécessaires pour bien comprendre l'évolution des écosystèmes à travers le temps (Ammann et al. 2000). Des fonctions de transfert utilisant les chironomides ont donc été développées au Québec depuis 2003 (Larocque et al. 2006).

4. Méthodologie pour effectuer une fonction de transfert

4.1 Aire d'étude

Plusieurs lacs sont échantillonnés. De multiples paramètres chimiques et physiques (température, pH, salinité, etc) sont mesurés. Le choix des lacs doit permettre une bonne couverture des différents paramètres mesurés, notamment ceux qui nous intéressent au départ. Certains paramètres sont effectivement connus pour réguler la distribution des espèces.

4.2 Analyse des chironomides

Pour effectuer des fonctions de transfert, le sédiment de surface (premier centimètre) est utilisé pour l'extraction des capsules céphaliques de chironomides. Du KOH (10%) est ensuite ajouté et les échantillons sont tamisés (100µm). Les capsules céphaliques identifiables de chironomides ont une taille généralement supérieure à 100 µm. Ceux qui sont plus petits correspondent aux premiers stades larvaires et sont difficilement identifiables. La fraction supérieure à 100 µm est donc conservée et placée dans une cellule de Bogorov pour examen sous binoculaire, à 35X. Toutes les capsules sont extraites du sédiment, une par une, et montées sur une lame de microscope, dans une solution d'Hydromatrix. Pour l'identification, les capsules sont observées à l'aide d'un microscope à 400X ou 1000X. Différents guides taxonomiques (e.g. Wiederholm 1983; Oliver et Roussel 1983, Larocque et Rolland 2006) sont ensuite utilisés pour l'identification. Pour une bonne représentation de la communauté, un minimum de 50 capsules par échantillon est nécessaire (Quinlan et Smol 2000, Heiri et Lotter 2001, Larocque 2001).

4.3 Analyse statistique

Trois buts doivent être atteints avec les analyses statistiques : 1) déterminer si les assemblages de chironomides ont une distribution linéaire ou unimodale, 2) déterminer

les facteurs expliquant le mieux la distribution des chironomides et 3) développer un modèle d'inférence de ces paramètres. Pour déterminer l'unimodalité de la distribution des chironomides, une analyse de correspondance redressée (DCA) est effectuée. La longueur du gradient exprimé en tant qu'unités d'écart-type (SD) est la mesure d'unimodalité. La longueur du gradient doit être supérieure à 3 pour indiquer une distribution unimodale (Lepš et Šmilauer 2003), c'est-à-dire en forme de cloche (distribution gaussienne). Si la longueur est inférieure à 3, alors la distribution est linéaire. Déterminer si la distribution des chironomides est unimodale ou linéaire permet d'identifier quel type de statistique doit être utilisé pour identifier les facteurs expliquant le mieux la distribution des chironomides dans le *training set*. Si la distribution est linéaire, une analyse de redondance (RDA) sera effectuée. Dans le cas d'une distribution unimodale, une analyse canonique des correspondances (CCA) est utilisée (ter Braak et Šmilauer 2002, Lepš et Šmilauer 2003). Le logiciel CANOCO (ter Braak et Šmilauer 2002) est utilisé pour toutes les ordinations. Plusieurs méthodes d'inférence peuvent être par la suite utilisés, dépendamment de la linéarité ou unimodalité des données. Dans un cas de linéarité, la méthode des moindres carrés partiels (PLS) est utilisée. Dans le cas d'unimodalité, cette méthode sera pondérée (WA-PLS). Ces méthodes ont l'avantage de donner des statistiques plus adéquates comparativement aux méthodes d'analogues modernes. Ces modèles d'inférence sont obtenus par l'utilisation du programme C2 développé par Steve Juggins (2003).

5. Exemple d'élaboration d'un *training set* (Larocque et al. 2006)

5.1 Aire d'étude

Soixante lacs ont été échantillonnés en août 1995 (Figure 3). Ces lacs étaient situés à la limite nord et sud de la limite des arbres au nord du Québec (de 49°48'N à 59°32'N et 75°43'O à 78°78'O). Trois zones éco-climatiques sont couvertes par le transect (Environnement Canada, 1989). D'abord, le haut boréal est composé majoritairement d'épinettes (*Picea mariana* et *Picea glauca*), avec un couvert de lichens (Payette, 1983). La deuxième zone, la subarctique, a un couvert forestier sporadique, là où l'épinette noire

survit sous la forme de clones prostrés individuels ou regroupés en formation (krummholz). Finalement, la toundra comprend très peu de végétation. Au sud, le sol se compose de granites et de gneiss alors qu'au nord, à partir de 55°N, ce sont des roches métamorphiques (Landry et Mercier, 1992). La température et les précipitations annuelles moyennes varient de -0,1°C et 920 mm à Matagami (49°45'N, 77°38'O) à -6,8°C et 418 mm à Inukjuak (58°27'N, 78°07'O).

La plupart des soixante lacs n'ont pas d'affluent. L'absence d'affluent rend le système beaucoup plus simple et plus sensible aux conditions environnementales directes. Les carottes sédimentaires ont été prélevées à l'aide d'un carottier Kajak-Brinkhurst ou d'un carottier à gravité Glew (Glew, 1991). Le sédiment en surface (premier centimètre) a été extrait et gardé au réfrigérateur à 4°C. Cela représente les 3-5 dernières années de sédimentation (Richard et al., 1982; Larocque et Hall, 2003).

Des paramètres physiques et limnologiques ont été mesurés sur le site (Tableau 1). Des échantillons d'eau ont été prélevés à une profondeur de 40 cm et analysés au *National Water Research Institute*, à Burlington (Ontario). La salinité, la conductivité et la température de l'eau ont été mesurées sur place avec un *Yellow Spring Instrument 33 meter* à une profondeur de 50cm. La transparence de l'eau a été évaluée avec un disque de Secchi. Le pH a été mesuré dans un échantillon d'eau ramené à la station de recherche du Centre d'Études Nordiques à Kuujjuaraapik-Whapmagoostui. L'altitude, l'aire et la distance de la forêt ont été mesurés sur des cartes topographiques (Fallu et Pienitz, 1999).

5.2 Analyse des chironomides

Voir 4.2

5.3 Analyse statistique

Voir 4.3

5.4 Résultats

Du total des lacs échantillonnés, 52 contenaient plus de 50 capsules céphaliques de chironomides et ont donc été considérés pour les analyses. Un total de 97 taxa de chironomides différents ont été identifiés. Parmi ceux-ci, 64 avaient des abondances supérieures à 2% dans plus de deux lacs. Ceux-ci ont été conservés pour les analyses (Tableau 2).

La latitude, les zones de végétation et la distance de la forêt étant fortement corrélées avec la température, ces facteurs ont été retirés des analyses statistiques.

Pour déterminer l'unimodalité dans la distribution des chironomides, une DCA (ter Braak et Šmilauer 2002) a été effectuée. Pour la DCA, la longueur des gradients pour les quatre premiers axes était de 2,01, 1,98, 1,44 et 1,99, indiquant ainsi une distribution linéaire des chironomides. Des analyses utilisant des relations linéaires ont donc été utilisées par la suite.

Une RDA avec 999 permutations de Monte Carlo et sélection reportée des variables a été effectuée afin de déterminer la relation entre la distribution de chironomides dans les 52 lacs et les 33 variables environnementales (Figure 4). Toutes les variables combinées expliquent 84% de la variance des assemblages de chironomides. Le premier et second axes de la RDA expliquent respectivement 38% et 22% de la variance. Sept variables (COD, profondeur, superficie, température de l'eau, phosphore soluble réactif (PRS), carbone inorganique dissous (DIC)) et la température moyenne d'août expliquent 33% de la variance de la distribution des chironomides dans les 52 lacs. Pour estimer la variance expliquée pour chacune de ces variables, des RDA partielles peuvent être effectuées. Ainsi, les facteurs suivants expliquent le mieux la variance : COD (9.2%) > profondeur (9.0%) > température moyenne du mois d'août (8.7%) > température de l'eau (8.5%) > PRS (6.9%) > DIC (4.4%) > superficie (3.7%).

Différentes fonctions de transfert peuvent être développées, en utilisant les méthodes de moindres carrés partiels (PLS) à l'aide du programme C2 (Juggins 2003). Dans ce cas-ci, des modèles pour la température et le COD se sont avérés possibles. Nous nous intéresserons maintenant au modèle pour le COD, car c'est cette variable qui était d'intérêt pour notre projet. Le COD mesuré *in situ* variait entre $2,3\text{mgL}^{-1}$ et $19,4\text{mgL}^{-1}$ pour les différents lacs. La qualité du modèle est évaluée à l'aide de l'erreur de prédiction RMSEP (*root mean square error of prediction*), qui est $2,84\text{mgL}^{-1}$ et du coefficient de détermination r^2 , qui est de 0,40. C'est donc dire que 40% de la variabilité est expliquée. Les valeurs inférées de COD ne seront donc pas nécessairement exactes, mais on peut tout de même s'attendre à une bonne reconstruction des patrons de changement de la variable d'intérêt. En inférant le COD, les lacs avec un COD au-dessus de 18mgL^{-1} sont situés plus loin de ligne 1:1 de prédiction (Figure 5a), ce qui indique une moins bonne prédiction des lacs avec forte teneur en COD. Les résidus sont aussi plus importants pour les valeurs de COD supérieures à 18mgL^{-1} (Figure 5b).

6. Application des fonctions de transfert

Lorsque le modèle est créé, il peut être appliqué aux assemblages obtenus à partir de carottes de sédiments. Ainsi, il est possible d'estimer les valeurs d'une variable donnée (e.g. COD) pour une certaine période dans le passé. Idéalement, le lac à l'étude doit se situer à l'intérieur de la région géographique où le modèle a été créé. Ainsi, les mêmes taxa risquent de s'y retrouver, ce qui permettra une meilleure application du modèle.

Il est important qu'il y ait une uniformité dans les données. Parfois, le modèle est créé par un premier chercheur et un second l'applique. Dans ce cas, il est important que les mêmes taxa soient nommés de la même façon. Pour certains groupes, comme les chironomides, la nomenclature n'est pas uniforme pour tous les chercheurs, ce qui peut limiter la méthode.

7. Comparaison de bio-indicateurs : chironomides vs diatomées

L'utilisation de plusieurs indicateurs dans une étude paléolimnologique permet d'obtenir plus d'information qu'une simple confirmation répétée des résultats (Smol 1990). La combinaison de plusieurs méthodes rend les interprétations davantage complètes. Ainsi, en utilisant plusieurs bio-indicateurs, les reconstitutions sont plus robustes. Les conclusions sont donc plus fondées.

Les diatomées sont un bio-indicateur de choix pour reconstruire le COD. Les espèces de diatomées répondent différemment aux changements de concentration de COD (Pienitz et Smol 1993, Pienitz et Vincent, 2000), car le COD contrôle d'autres paramètres optiques dans la colonne d'eau des lacs (Leavitt et al. 2003). Les préférences écologiques et la distribution des diatomées le long des gradients environnementaux actuels peuvent être utilisées pour développer des modèles de reconstruction du COD (Dixit et al. 2001, Kingston et Birks 1990, Pienitz et Smol 1993, Fallu et Pienitz 1999). Les modèles d'inférence ont des statistiques (r^2 , RMSEP) plus robustes que celles obtenues par les chironomides. Les diatomées devraient donc fournir des données quantitatives plus précises que les chironomides, mais les patrons de changements à travers le temps pourraient être comparés pour déterminer si les changements sont semblables. Si ces patrons sont semblables à travers le temps, nous pouvons suggérer que les reconstructions de COD utilisant les chironomides sont adéquats pour reconstruire les changements de COD à travers le temps

7.1 Le Lac du Sommet

Une étude paléolimnologique a été effectuée au lac du Sommet (Hausmann et Pienitz 2006) (Figure 6). Le Lac du Sommet (47°43" N, 70°40" O) est d'origine glaciaire. Il est situé dans les montagnes laurentiennes, au Québec. Loin des habitations humaines, le site n'a pas été perturbé par l'agriculture ou la foresterie. La végétation consiste principalement d'épinette noire (*Picea mariana*). Les caractéristiques du lac sont résumées dans le tableau 3.

Plusieurs bio-indicateurs ont été utilisés, entre autres les chironomides et les diatomées. Des modèles sont disponibles pour les diatomées (Fallu et Pienitz, 1999) et les chironomides (Larocque et al., 2006). Les modèles ont été effectués à partir des mêmes lacs (Figure 3) et des mêmes échantillons. Les courbes de reconstruction du COD par les chironomides et par les diatomées sont d'allure semblable (Figure 7) : le COD inféré était entre 3 et 6 mgL⁻¹ entre 10,000 et 8000 ans, puis il a augmenté jusqu'aux années récentes. Dans les 100 dernières années, le COD inféré par les diatomées est retombé autour de 4 mgL⁻¹, correspondant à la valeur mesurée *in situ*. Le COD inféré par les chironomides montre une diminution du COD, mais les valeurs inférées sont plus élevées que la valeur *in situ*. Ces données indiquent que les chironomides peuvent être utilisées pour reconstruire les patrons de changement de COD à travers le temps, mais que les valeurs inférées ne sont pas adéquates. Dans le cas d'une étude sur l'effet des perturbations, les changements de COD seront enregistrés par les chironomides, mais les valeurs inférées peuvent ne pas être justes. Dans le cas des chironomides, d'autres facteurs plus importants que le COD peuvent avoir affecté les assemblages à travers le temps, menant à des inférences numériquement faussées. Par contre, le COD semble avoir été assez important pour influencer le patron de reconstruction.

8. Conclusion

Les chironomides sont sensibles à plusieurs variables environnementales, dont le COD. Ils sont donc potentiellement utiles pour reconstruire ce paramètre. L'étude présente a montré que les inférences de COD obtenues par l'analyse de chironomides sont parfois surestimées. Toutefois, les patrons de changement de COD sont adéquats et donnent une idée de la variation du système. Lorsque possible, d'autres bio-indicateurs, comme les diatomées, devraient être utilisés afin d'obtenir des valeurs inférées plus justes, donc une meilleure représentation de la réalité. Néanmoins, lorsque seules les données pour les chironomides sont disponibles, le patron général de variation du COD peut tout de même être visualisé. Cela permet donc une meilleure compréhension de l'évolution de l'écosystème lacustre.

9. Figures

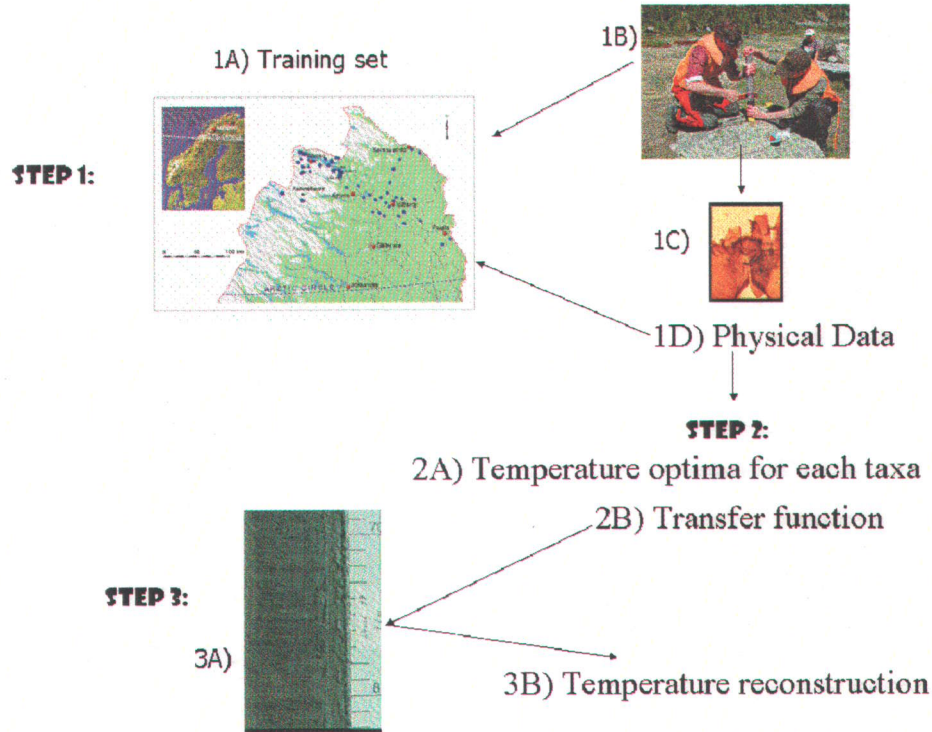


Figure 1. Développement d'une fonction de transfert. La première étape consiste à échantillonner plusieurs lacs (paramètres physiques et biologiques) dans un grand gradient de température. Cet ensemble de lacs est appelé « training set ». Les indicateurs biologiques sont ensuite reliés à la température (étape 2) pour calculer des optima de températures pour chaque espèce. Ces optima sont utilisés dans un modèle mathématique (transfer function, fonction de transfert) qui sera utilisé pour obtenir des inférences de température à partir des indicateurs biologiques préservés dans les sédiments des lacs (étape 3). Figure tirée de Larocque et Rolland 2006.

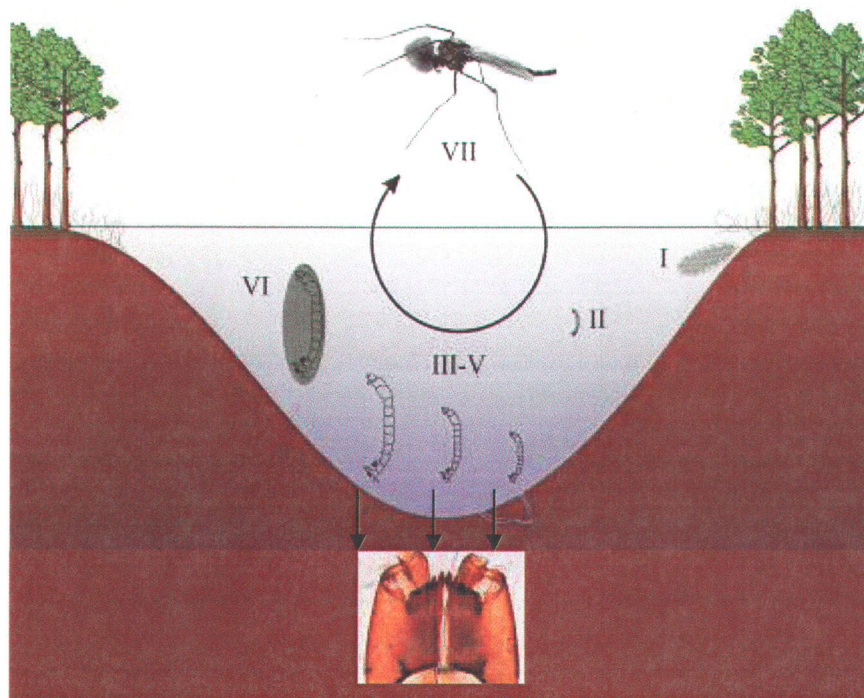


Figure 2. Cycle de vie des chironomides (I : œufs, II-V : stade larvaire, VI : pupe, VII : imago).

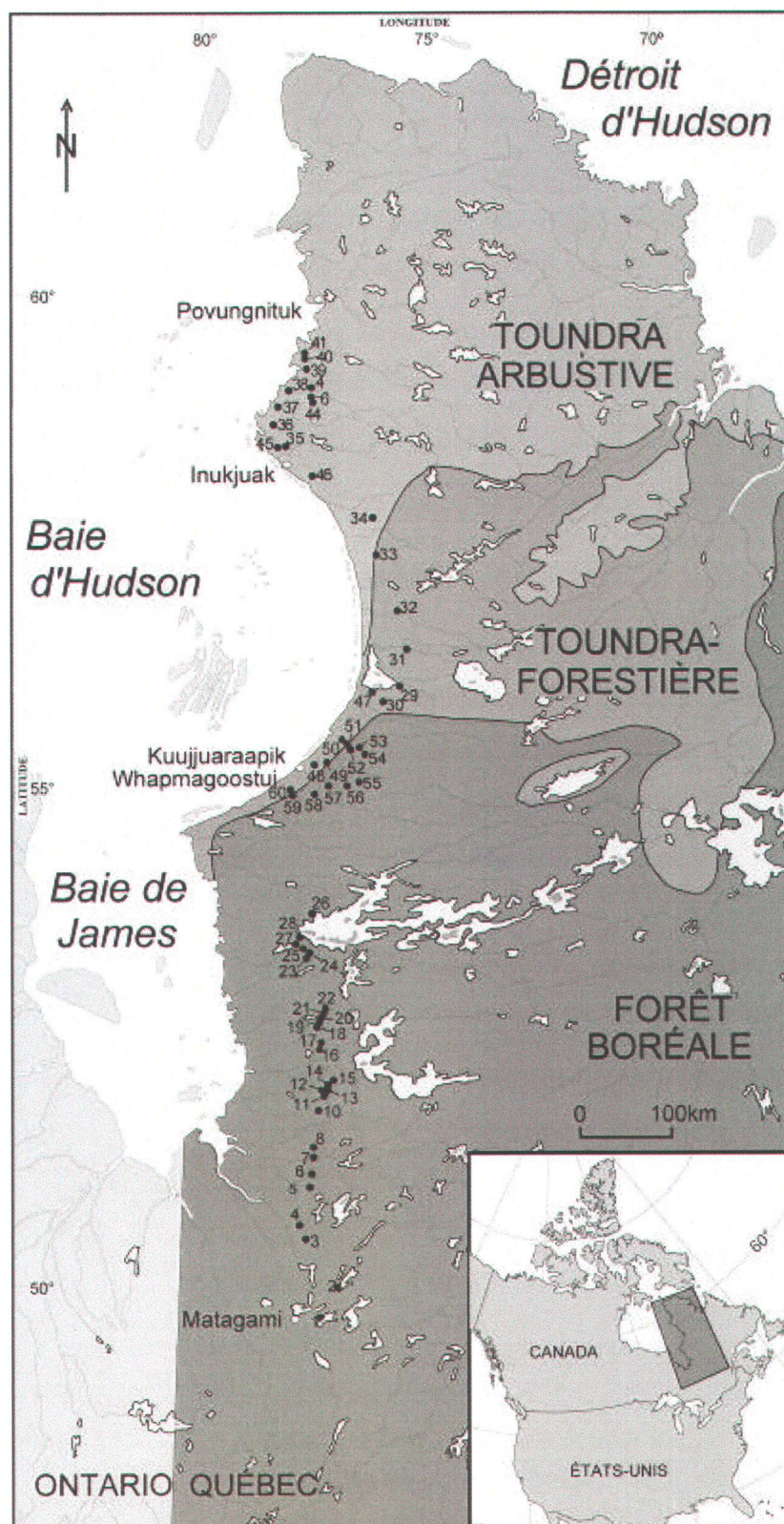
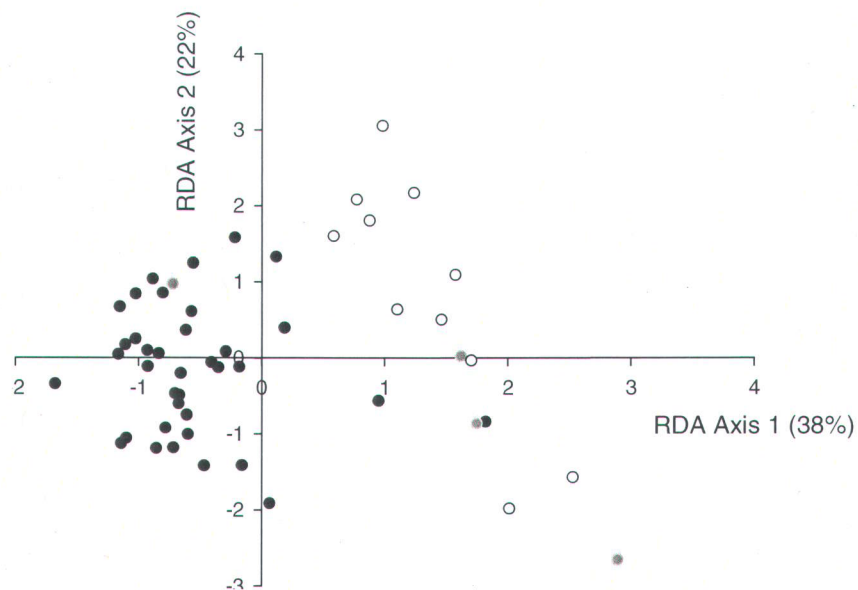


Figure 3. Localisation des 60 lacs échantillonnés au Nord du Québec. Modifiée de Fallu et Pienitz (1999).

a)



(b)

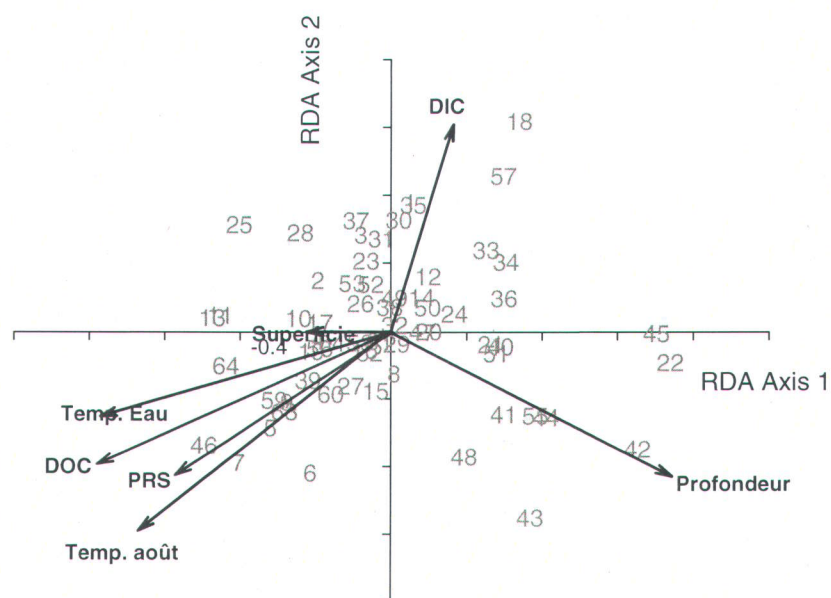


Figure 4. (a) Analyse de redondance (RDA) pour les données des lacs. Les cercles noirs sont des lacs situés dans la zone de la forêt boréale, les cercles gris sont situés dans l'écotone forêt-toundra et les cercles blancs sont situés dans la toundra. (b) Analyse de redondance (RDA) pour les taxa. Les nombres correspondent aux taxa du tableau 1. Les flèches représentent les vecteurs des sept variables environnementales expliquant la distribution des chironomides dans les 52 lacs : Profondeur, profondeur maximale du lac; DIC, carbone inorganique dissous; COD, carbone organique dissous; Temp. Août, température moyenne du mois d'août; Temp. Eau, température de l'eau du lac; PRS, phosphore soluble réactif; Superficie, superficie des lacs.

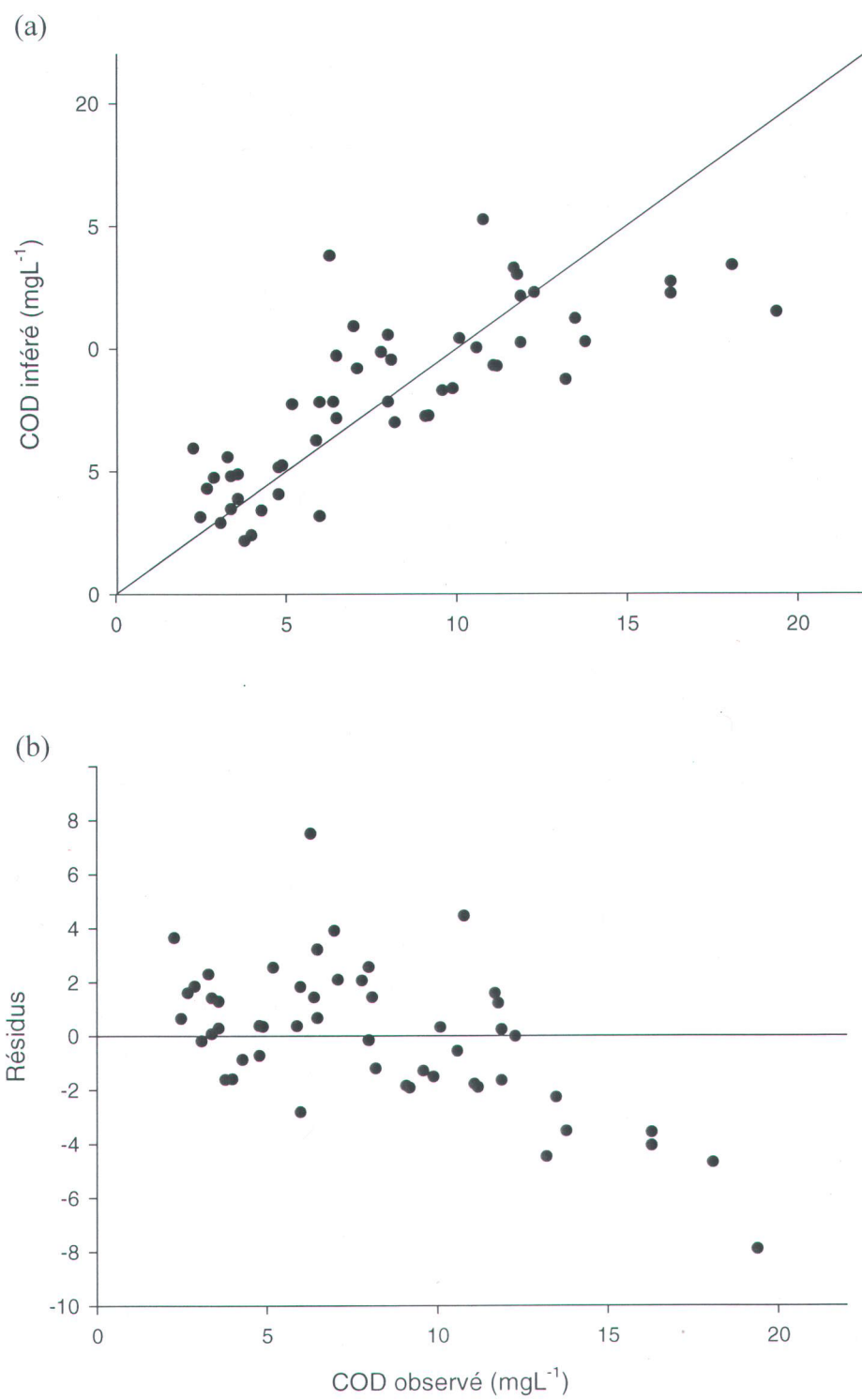


Figure 5. (a) Relation entre le COD observé et le COD mesuré *in situ*. La ligne représente la relation 1 :1. (b) COD observé versus résidus.



Figure 6. Localisation du Lac du Sommet, utilisé pour l'application du modèle de COD.

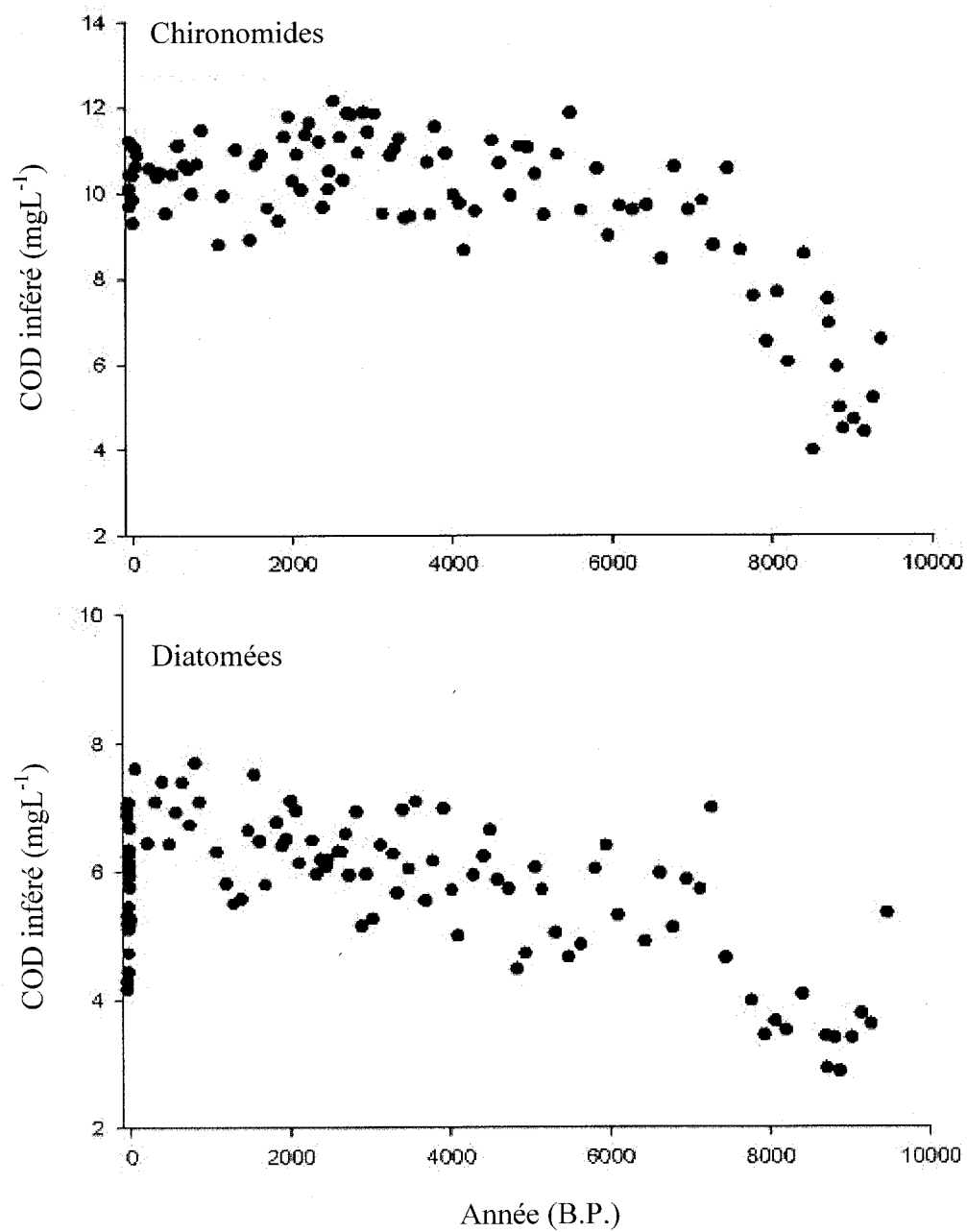


Figure 7. Valeur de COD inféré pour le Lac du Sommet, à l'aide (a) des chironomides et (b) des diatomées.

10. Tableaux

	Min	Max	Moyenne	Écart type
TNP (μgL^{-1})	1,0	48,9	11,6	7,8
TFP (μgL^{-1})	0,6	10,6	3,9	2,3
PRS (μgL^{-1})	0,4	7,7	1,9	1,5
TNK (μgL^{-1})	32,0	396,0	233,5	83,9
NO ₂ (μgL^{-1})	0,0	8,0	2,5	1,8
CID (mgL^{-1})	0,2	4,8	1,3	1,1
COD (mgL^{-1})	2,3	19,4	8,1	4,3
Mg (mgL^{-1})	0,2	4,3	0,7	0,6
Ca (mgL^{-1})	0,3	6,2	1,9	1,3
Na (mgL^{-1})	0,6	28,3	3,0	3,9
K (mgL^{-1})	0,0	1,4	0,3	0,2
Cl (mgL^{-1})	1,0	54,6	5,1	7,4
SO ₄ (mgL^{-1})	1,4	8,9	3,5	1,6
SiO ₂ (mgL^{-1})	0,1	5,5	1,5	1,5
CHLaN (μgL^{-1})	0,4	17,7	3,7	2,7
CHLaC (μgL^{-1})	0,0	13,1	2,6	2,1
POC (mgL^{-1})	0,0	12,7	1,0	1,7
PON (mgL^{-1})	0,0	1,4	0,1	0,2
Al (μgL^{-1})	0,0	1000,0	142,8	191,6
Ba (μgL^{-1})	0,8	11,1	3,2	2,3
Fe (μgL^{-1})	5,0	1100,0	280,3	267,8
Mn (μgL^{-1})	1,6	33,0	8,3	6,9
Sr (μgL^{-1})	2,9	48,6	12,4	8,5
Altitude (m)	13,0	292,6	167,0	75,9
Superficie (ha)	4,5	292,6	80,2	162,7
Profondeur (m)	1,0	18,5	3,9	3,6
Transparence (secchi)	0,5	6,6	2,2	1,6
Température (°C)	13,0	23,6	18,4	3,2
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	10,0	170,0	28,7	22,6

Tableau 1. Valeurs minimales, maximales, moyennes et écart type des variables environnementales caractérisant les 52 lacs à l'étude. (TNP, phosphore total non filtré; TFP, phosphore total filtré; PRS, phosphore soluble; NKT, azote total Kjeldahl; CID, carbone inorganique dissous; COD, carbone organique dissous; CHLaN, Chlorophylle *a* non corrigée; CHLaC, Chlorophylle *a* corrigée pour les pheophytines; POC, carbone organique particulaire; PON, azote organique particulaire)

N.	Taxa	# lacs	% max	N.	Taxa	# lacs	% max
1	<i>Chironomus anthracinus</i> -type	14	8,4	46	<i>Heterotanytarsus</i>	22	5,1
2	<i>C. plumosus</i> -type	12	8,7	47	<i>Limnophyes</i>	6	3,0
3	<i>Cladopelma</i>	20	8,1	48	<i>Mesocricotopus</i>	6	9,6
4	<i>Constempellina brevicosta</i>	21	6,9	49	<i>Nanocladius</i>	8	3,4
5	<i>Cryptochironomus</i>	17	5,4	50	<i>Orthocladius</i> A	16	4,3
6	<i>Cryptotendipes</i>	12	10,2	51	<i>Orthocladius</i> D	7	2,8
7	<i>Dicrotendipes</i>	39	19,7	52	<i>Paracricotopus</i>	8	3,2
8	<i>Einfeldia</i>	8	7,2	53	<i>Parakiefferiella</i>	9	8,7
9	<i>Endoc hironomus impar</i> -type	5	9,5	54	<i>Paraphaenocladius</i>	4	5,2
10	<i>Glyptotendipes</i>	10	3,7	55	<i>Protanypus</i>	17	10,3
11	<i>Microtendipes</i>	38	25,9	56	<i>Psectrocladius septentrionalis</i> -group	29	16,8
12	<i>Omisus</i>	7	4,1	57	<i>P.sordidellus</i> -group	49	30,0
13	<i>Pagastiella</i>	23	7,0	58	<i>Smittia</i>	3	4,3
14	<i>Parachironomus</i>	5	2,2	59	<i>Zalutschia lingulata pauca</i>	35	28,6
15	<i>Paracladopelma</i>	12	4,6	60	<i>Zalutschia zalutschicola</i>	15	10,4
16	<i>Polypedilum</i>	7	5,7	61	<i>Ablabesmyia</i>	15	3,7
17	<i>Polypedilum</i> III C	12	16,8	62	<i>Telopelopia</i>	22	5,6
18	<i>Sergentia</i>	19	27,3	63	<i>Pentaneurini</i>	34	7,4
19	<i>Stempellinella</i>	24	17,5	64	<i>Procladius</i>	48	26,3
20	<i>Micropsectra bidentata</i> -type	12	6,9				
21	<i>Micropsectra insignilobus</i> -type	13	13,1				
22	<i>Micropsectra radialis</i> -type	19	20,0				
23	<i>Cladotanytarsus</i>	18	7,0				
24	<i>Paratanytarsus</i>	26	15,3				
25	<i>Tanytarsus</i> without	51	43,0				
26	<i>Tanytarsus</i> with	13	3,2				
27	<i>Tanytarsus chinyensis</i> -type	9	6,9				
28	<i>Tanytarsus</i> sp.B	44	19,8				
29	<i>Tanytarsus</i> sp.C	6	4,3				
30	<i>Tanytarsus lugens</i> -type	14	5,7				
31	<i>Tanytarsus pallidicornis</i> -type	19	9,3				
32	<i>Allopectrocladius</i>	15	5,7				
33	<i>Corynocera ambigua</i>	3	3,4				
34	<i>C. oliveri</i>	24	7,6				
35	<i>Corynoneura</i>	5	3,0				
36	<i>Cricotopus</i>	8	4,4				
37	<i>Cricotopus</i> A	16	6,0				
38	<i>Cricotopus</i> B	8	5,6				
39	<i>Cricotopus sylvestris</i>	7	3,2				
40	<i>Cricotopus cylindricus</i>	6	4,3				
41	<i>Georthocladius</i>	2	2,5				
42	<i>Heterotrissocladius grimshawi</i> -type	30	46,2				
43	<i>Heterotrissocladius marcidus</i> -type	33	12,8				
44	<i>H. brundini</i> -type	7	7,1				
45	<i>H. subpilosus</i>	19	10,3				

Tableau 2. Taxa de Chironomides avec une abondance supérieure à 2% dans au moins deux lacs. (Le nombre de lacs indique où les taxa ont été retrouvés. Le pourcentage maximal (% max) indique le pourcentage maximal des lacs.)

Lac	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Profondeur (m)	Superficie (km ²)	Bassin versant (km ²)	COD mesuré (mgL ⁻¹)
Du							4,4
Sommet	47,43°	70,40°	830	4	0,02	0,41	4,0

Tableau 3. Caractéristiques du lac du Sommet. Les valeurs ont été mesurées en mai et octobre 2002 (modifié de Hausmann et Pienitz, 2006).

11. Bibliographie

Brodersen K.P. et C. Lindegaard, 1999 Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwat. Biol.* 42: 143–157.

Dixit, S.S., W. Keller, A.S. Dixit et J.P. Smol, 2001. Diatom-inferred dissolved organic carbon reconstructions provide assessments of past UV-B penetration in Canadian Shield lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 58: 543-550.

Enache, M. et Y.T. Prairie, 2002. WA-PLS diatom-based pH, TP and COD inference models from 42 lakes in the Abitibi clay belt area (Quebec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 27: 151-171.

Environment Canada. 1989. Ecoclimatic regions of Canada, first approximation. Ecoregions Working Group, Ottawa, Ont. Ecological Land Classification Series No. 23.

Fallu, M.-A. et R. Pienitz, 1999. Lacustrine diatoms from Quebec and a model to reconstruct past dissolved organic carbon concentrations. *Ecoscience* 6(4): 603-620.

Glew, J. 1991. Miniature gravity corer for recovering short sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 5: 285–287.

Hausmann, S. et R. Pienitz, 2006. Seasonal climate inferences from high-resolution modern diatom data along a climate gradient: a case study. *Journal of Paleolimnology* online.

Heiri, O. et A.F. Lotter, 2001. Effect of low count sums on quantitative environmental reconstructions: an example using subfossil chironomids. *Journal of Paleolimnology* 26: 343–350.

Heiri O. et L. Millet, 2005. Reconstruction of Late Glacial summer temperatures from chironomid assemblages in Lac Lautrey (Jura, France). *Journal of Quaternary Science* 20, 31-44.

Juggins, S. 2003. Program C2 data analysis. Ver. 1.4.2. University of Newcastle, UK.

Kingston, J. C., et H.J.B. Birks, 1990. Dissolved organic carbon reconstructions from diatom assemblages in PIRLA project lakes, North America. *Philos. T. Roy. Soc. B* 327: 279-288.

Korhola, A., H. Olander et T. Blom, 2000. ClaCODeran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. *Journal of Paleolimnology* 24: 43-54.

Landry, B., et M. Mercier (Editors), 1992. *Notions de géologie*. 3rd ed. Modulo éditeur, Mont-Royal, Québec, Canada.

Langdon, P.G., Z. Ruiz, K.P. Brodersen et I.D.L. Foster, 2006. Assessing lake eutrophication using chironomids: understanding the nature of community response in different lake types. *Freshwat. Biol.* 51: 562-577.

Larocque, I. 2001. How many chironomid head capsule is enough? A statistical approach to determine sample size for paleoclimatic reconstruction. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 172:133-142.

Larocque, I. et R.I. Hall, 2003. Chironomids as quantitative indicators of mean July air temperature: validation by comparison with century-long meteorological records from northern Sweden. *Journal of Paleolimnology* 29: 475-493.

Larocque I., R.I. Hall, E. Grahn, 2001. Chironomids as indicators of climate change: a 100-lake training set from a subarctic region of northern Sweden (Lapland) *Journal of Paleolimnology* 26 (3): 307-322.

Larocque, I. et N. Rolland, 2006. Le guide visuel des chironomides sub-fossiles du Québec à l'Île d'Ellesmere. Rapport INRS R-900. 116p.

Larocque, I., R. Pienitz et N. Rolland, 2006. Factors influencing the distribution of chironomids in lakes distributed along a latitudinal gradient in northwestern Quebec, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 63: 1286–1297.

Leavitt, P.R., B.F. Cumming, J.P. Smol, M. Reasoner, R. Pienitz et D.A.Hodgson, 2003. Climate control of ultraviolet radiation effects on lakes. *Limnology and Oceanography* 48:2003–2069.

Lepš, J. et P. Šmilauer, 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, London, UK.

Olander, H., H.J.B. Birks, A. Korhola et T. Blom, 1999. An expanded calibration model for inferring lakewater and air temperatures from fossil chironomid assemblages in northern Fennoscandia. *Holocene* 9: 279-294.

Oliver, D.R., et M.E. Roussel, 1983. The insects and arachnids of Canada, part II. The genera of larval midges of Canada. Agriculture Canada, Ottawa, Ont. Publ. 1746.

Payette, S. 1983. The forest tundra and present tree-lines of the northern Québec–Labrador peninsula. In *Tree-line ecology*. Edited by P. Morisset and S. Payette. Nordicana, 47: 3–23.

Philibert, A. et Y.T. Prairie, 2002. Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibi and Haute Mauricie): The possible role of epilimnetic CO₂ concentration in influencing diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology*, 27: 465-480.

Pienitz R. et J.P.Smol, 1993. Diatom assemblages and their relationship to environmental variables in lakes from the boreal forest-tundra ecotone near Yellowknife, Northwest Territories, Canada. *Hydrobiologia* 269/270:391–404.

- Pienitz R. et W.F. Vincent, 2000. Effect of climate change relative to ozone depletion on UV exposure in subarctic lakes. *Nature* 404:484–487.
- Quinlan, R. et J.P. Smol, 2000. Setting minimum head capsule abundance and taxa deletion criteria in chironomid-based inference models. *Journal of Paleolimnology* 26: 327–342.
- Quinlan, R., J.P. Smol et R.I. Hall, 1998. Quantitative inferences of past hypolimnetic anoxia in south-central Ontario lakes using fossil midges (Diptera : Chironomidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55: 587-596.
- Richard, P.J.H., A. Larouche, et M.A. Bouchard, 1982. Âge de la déglaciation finale et histoire postglaciaire de la végétation dans la partie centrale du Nouveau-Québec. *Geogr. Phys. Quat.* 36: 63–90.
- Scrimgeour GJ, W.M. Tonn, C.A. Paszkowski et *al.*, 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest Ecology and Management* 126 (1): 77-86
- Smol, J. P. 1990. Are we building enough bridges between paleolimnology and aquatic ecology? *Hydrobiologia* 214: 201-206.
- ter Braak, C.J.F. et P. Šmilauer, 2002. CANOCO reference manual. Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca, N.Y.
- Walker, I.A., A.J. Levesque, L.C. Cwynar et A.F. Lotter, 1997. An expanded surface-water paleotemperature inference model for use with fossil midges from eastern Canada. *Journal of Paleolimnology* 18: 165-178.
- Wiederholm, T., 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Part 1. Larvae. Entomol. Scand. Suppl. 19.

Woodward, C.A. et J. Schulmeister, 2006. New Zealand chironomids as proxies for human-induced and natural environmental change: Transfer functions for temperature and lake production (chlorophyll a). *Journal of Paleolimnology* 36: 407-429.

